

Titre: Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à
Title: l'industrie papetière

Auteur:
Author: Caroline Gaudreault

Date: 2008

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Gaudreault, C. (2008). Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué
à l'industrie papetière [Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/8181/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/8181/>

**Directeurs de
recherche:**
Advisors:

Programme:
Program: Unspecified

NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI[®]

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**CADRE MÉTHODOLOGIQUE DE GESTION DU CYCLE DE VIE
APPLIQUÉ À L'INDUSTRIE PAPETIÈRE**

**CAROLINE GAUDREULT
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL**

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (PH.D.)

(GÉNIE CHIMIQUE)

OCTOBRE 2008



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-47718-2
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-47718-2

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

**CADRE MÉTHODOLOGIQUE DE GESTION DU CYCLE DE VIE
APPLIQUÉ À L'INDUSTRIE PAPETIÈRE**

présentée par : GAUDREAULT Caroline

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor (Ph.D.)

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

MME. DESCHÊNES Louise, Ph.D., présidente

M. STUART Paul, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. PERRIER Michel, Ph.D., membre

M. GAUDREAULT Roger, Ph.D., membre

DÉDICACE

À tous ceux qui suivent!

« Ils aimeraient mieux mourir sur la place que de faire un pas en arrière... Se sauver, détalier, fuir, c'est bon pour les mousquetaires du roi, cela ! »

Alexandre Dumas (1802-1870), Les Trois Mousquetaires

REMERCIEMENTS

« Le souvenir des bienfaits reçus est fragile, comparé à l'ingratitude »

Leonardo da Vinci (1452-1519)

Je tiens à exprimer toute ma gratitude et ma reconnaissance à tous ceux qui m'ont permis de survivre à cette tumultueuse traversée et d'en sortir grandie.

Paul Stuart et la Chaire CRSNG en génie de conception environnementale

Pour m'avoir offert l'opportunité d'aller au bout de moi-même et pour l'appui financier essentiel à la réalisation de ces travaux.

Réjean Samson

Pour ta disponibilité et ton soutien, mais surtout pour m'avoir fait comprendre que le doctorat est une expérience bien personnelle.

Agnès Devarieux-Martin

Pour savoir toujours tout prévoir et pour nous faciliter la vie à tous les jours.

Guy Martin

Pour avoir été le partenaire industriel parfait malgré les temps difficiles, pour ton ouverture, pour les discussions de golf.

Pascal Lesage

Pour ton expertise et tes judicieux conseils, pour m'avoir illuminée sur ce qu'était l'ACV conséquentielle.

Les étudiants de la chaire

Et plus particulièrement, Sébastien, Matty, Illich, Lucy et Virginie pour avoir partagé avec moi les bons et les mauvais moments, pour les bières et les discussions passionnées au DDC, mais surtout pour votre écoute. Et aussi Jean-Christophe, pour toutes les remises en question.

Les employés du CIRAIG

Et plus spécifiquement, Renée, Manuele et Édouard pour les interminables discussions de corridor souvent plus philosophiques que pratiques, pour avoir été un phare dans la tempête.

Les étudiants du CIRAIG

Et surtout ceux du A-683.2, pour avoir rendu un bureau aussi affreux tellement agréable et avoir mis du soleil dans ma vie de tous les jours.

Papa, Maman, Valérie, Suzanne et Alain

Pour être toujours là quand il le faut et ne pas y être quand il ne faut pas, pour votre amour et votre réconfort.

Martin

Pour tes encouragements, ta compréhension et ton amour, mais surtout pour ces derniers mois complètement fous!

Et merci aussi à tous les autres qui croisent ma route à tous les jours et enrichissent ma vie en étant les gouttes dans mon océan...

RÉSUMÉ

L'industrie des produits forestiers est un pilier de l'économie canadienne et aussi un des plus grands employeurs industriels. Plusieurs communautés, principalement situées en milieu rural, dépendent uniquement de l'industrie forestière pour leur survie. De par cette relation étroite, l'industrie se doit d'agir de façon responsable, et ce, tant au niveau économique qu'aux niveaux social et environnemental. Pour cette raison, l'Association des produits forestiers du Canada s'est engagée à être un chef de file de la gestion durable et à favoriser l'amélioration continue de son rendement environnemental.

Dans cette optique, les systèmes de gestion environnementale (SGE) ont largement été implantés par l'industrie papetière en tant que principal outil pour l'amélioration continue de leur performance. Toutefois, il a été démontré que les SGE étaient insuffisants pour assurer de réels progrès en matière d'environnement. D'un autre côté, les impacts environnementaux reliés aux activités de production des produits papetiers dépassent largement les frontières de celles-ci, indiquant la nécessité d'outils plus holistiques. Le concept de gestion du cycle de vie (GCV) vise l'élargissement de la portée des activités de gestion courante d'une entreprise à tout le cycle de vie de ses produits, procédés et services. Bien que l'analyse du cycle de vie, le principal outil de GCV, s'attarde à l'évaluation des impacts environnementaux, elle ne comporte aucun mécanisme procédural pour la mise en œuvre de ses recommandations. Pour cette raison, la combinaison du SGE, un outil procédural, et de l'ACV, un outil analytique, est un bon point de départ pour l'implantation des concepts de GCV aux compagnies papetières. Enfin, l'intégration d'une gamme de problématiques environnementales diversifiées à des processus décisionnels qui sont déjà multidimensionnels augmente de façon significative la complexité de ceux-ci. Par conséquent, la GCV requiert, pour

soutenir la prise de décisions, l'utilisation d'outils systématiques, tels que ceux fournis par le domaine de l'analyse de décisions multicritère (ADMC).

Dans ce contexte, l'objectif principal de ce projet était de proposer un cadre méthodologique pour l'implantation de la GCV dans l'industrie papetière qui intègre le SGE, l'ACV et l'ADMC et qui permet d'identifier et ranger selon leur signifiante les aspects environnementaux, d'évaluer les projets d'investissement tactiques et stratégiques de l'entreprise et finalement, d'effectuer le suivi de la performance environnementale. La revue de littérature a aussi permis d'identifier les opportunités spécifiques suivantes : 1) illustrer la pertinence des différentes approches d'ACV (attributionnelle et conséquentielle) dans le contexte du cadre proposé, 2) proposer une méthode pratique pour établir une famille de critères de décisions basée sur les indicateurs d'ACV et 3) proposer une nouvelle méthode de normalisation permettant d'évaluer la signifiante des impacts environnementaux.

Pour répondre aux objectifs précédents, un cadre de GCV a été développé dans ce projet. Celui-ci est bâti sur la structure classique d'un SGE. Par contre, la phase de planification y est décrite comme deux problématiques décisionnelles distinctes supportées par les concepts d'ADMC et où l'ACV a été intégrée.

La première se penche sur rangement des aspects environnementaux selon leur signifiante. Pour ce faire, l'approche proposée élargit la portée du SGE en introduisant deux niveaux de frontières : le système d'avant-plan (contrôlé par l'organisation) et le système d'arrière-plan (cycle de vie des opérations). Tandis que le premier niveau est séparé en processus élémentaires pour lesquels l'inventaire est compilé, le deuxième permet d'inclure dans l'analyse, entre autres, les ressources consommées par le premier niveau. Une fois tous les impacts quantifiés à l'aide des indicateurs d'ACV, ceux-ci sont normalisés en utilisant une nouvelle approche basée sur le concept de distance à la cible afin d'en évaluer la signifiante. Enfin, les principes d'ADMC et la méthode

d'établissement d'une famille cohérente de critères sont appliqués afin de ranger les aspects environnementaux selon leur signifiante. Les aspects significatifs retenus servent de base à la définition de programmes environnementaux visant la mitigation de ces derniers.

La deuxième problématique décisionnelle, quant à elle, peut être appliquée pour deux objectifs distincts : 1) déterminer lesquels des programmes environnementaux établis à partir des aspects environnementaux significatifs sont les plus bénéfiques du point de vue environnemental, 2) évaluer la performance environnementale de divers projets de l'entreprise (tactiques et stratégiques). Les méthodes de normalisation et d'établissement d'une famille de critères de décisions sont aussi nécessaires pour résoudre ces deux problèmes de décision. De plus, un troisième niveau de frontières (systèmes affectés) a été ajouté pour ces applications afin d'éviter que des conséquences environnementales significatives, mais survenant dans d'autres cycles de vie que celui étudié, ne soient négligées. Finalement, le cadre proposé permet aussi d'évaluer, à posteriori, l'effet de l'implantation de tels projets sur les indicateurs de performance de l'entreprise et de recalculer la liste d'aspects significatifs.

Trois études de cas ont permis d'illustrer le cadre de GCV proposé : 1) identification des aspects et suivi de la performance environnementale à une usine de papier journal, 2) implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal et 3) bioraffinerie forestière à deux usines kraft. Celles-ci ont permis de montrer que :

- L'approche par processus élémentaire favorise l'interprétation des relations causales entre les activités de l'organisation et les impacts qui leur sont associés;
- Les deux niveaux de frontières (avant- et arrière-plan) élargissent la portée de l'évaluation des aspects aux impacts qui pourraient survenir dans le cycle de vie des opérations;

- L'incorporation des indicateurs d'ACV améliore l'étape d'évaluation des impacts en la rendant quantitative et plus exhaustive;
- L'approche de normalisation basée sur le principe de distance à la cible concrétise l'évaluation de la signifiante;
- Un cadre commun harmonise la prise de décision environnementale selon différents niveaux décisionnels (opérationnel, tactique et stratégique);
- L'intégration d'un troisième niveau de frontières (systèmes affectés) assure que les conséquences environnementales indirectes significatives ne soient pas négligées dans les processus de prise de décisions.

Les travaux de recherche proposés ont eu comme résultat quatre contributions principales :

- 1) Un cadre de GCV améliorant le SGE en y intégrant l'ACV et l'ADMC qui permet à la fois de proposer des projets pertinents d'amélioration environnementale et d'évaluer l'impact des autres projets de l'organisation (tactiques et stratégiques);
- 2) Une approche de définition des frontières hybride et multi-niveaux qui exploite les principales caractéristiques des approches d'ACV attributionnelle et conséquentielle, et ce, pour diverses problématiques au sein du cadre de GCV;
- 3) Une méthode qui guide les décideurs dans le choix de critères décisionnels basés sur les indicateurs d'ACV;
- 4) Une nouvelle méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible (où la cible est définie à l'aide des meilleures technologies disponibles).

En conclusion, afin de concrétiser ses aspirations à atteindre les objectifs du développement durable, il est primordial que l'industrie papetière envisage l'adoption d'outils de gestion lui permettant de s'assurer que les améliorations qu'elle implante sont globalement bénéfiques pour l'environnement, et ce, sans pour autant compromettre sa rentabilité. Vu la conscientisation accrue des consommateurs, le profil environnemental des produits et des organisations est maintenant un élément critique

de différenciation pour une industrie de commodités telle que les pâtes et papiers. L'adoption d'une approche responsable de gestion environnementale pouvant être supportée par des outils holistiques, tels que le cadre de GCV développé dans cette thèse, est nécessaire afin de mitiger les risques associés.

ABSTRACT

The forest products industry is a pillar of the Canadian economy and also one of the biggest industrial employers. Many communities, mostly located in rural areas, depend solely on the timber industry for their survival. Given this close relationship, the industry must act responsibly at economic, social and environmental levels. For this reason, the Forest Products Association of Canada is committed to being a leader in sustainable management and promotes the continuous improvement of the industry's environmental performance.

In this context, environmental management systems (EMS) have largely been implemented by the paper industry as the main tool for continuous environmental improvement. However, it was demonstrated that the EMS were insufficient to ensure real progress on environmental issues. On another note, environmental impacts related to the production of paper products go far beyond the boundary of the production facility, indicating the need for more holistic tools. The concept of Life Cycle Management (LCM) aims at broadening the scope of current management of a company to include the life cycle of its products, processes and services. Although Life Cycle Analysis (LCA), the main tool for LCM, focuses on environmental impact assessment, it has no procedural mechanism for the implementation of its recommendations. For this reason, the combination of EMS, a procedural tool, and LCA, an analytical tool, is a good starting point for implementing the LCM concepts at pulp and paper companies. Finally, the integration of a range of diverse environmental issues in the decision making processes increases their complexity significantly. Hence, to support decision making, LCM requires the use of systematic tools, such as those provided by the field of multi-criteria decision making (MCDM).

In this context, the main objective of this project was to propose a methodological framework for the implementation of LCM in the paper industry which includes the

EMS, LCA and MCDM and is suitable for the identification and ranking, according to their significance, of the environmental aspects, the evaluation of tactical and strategic investment projects of an enterprise and ultimately the assessment of their effect on the environmental performance of the company. The literature review has also identified the following specific opportunities: 1) to demonstrate the relevance of different LCA approaches (attributional and consequential) in the context of the proposed framework, 2) to propose a practical method for establishing a family of decision criteria based on LCA indicators and 3) to propose a new normalization method to assess the significance of environmental impacts.

To meet the above objectives, a LCM framework built based on a traditional EMS structure was developed in this project. On the other hand, the planning phase is described as two separate and distinct decision making problems which were supported by the concept of MCDM and where LCA was integrated.

The first problem is the ranking of environmental aspects according to their significance. To do so, the proposed approach broadens the scope of EMS by introducing two levels of boundaries: the foreground system (controlled by the organization) and the background system (life cycle of operations). While the first level is separated into elementary processes for which the inventory is compiled, the second level allows for the inclusion in the analysis of, amongst other things, resources consumed by the first level. Once all impacts are quantified using LCA indicators, the impacts are normalized using a new approach based on the distance-to-target that allows the assessment of the significance of the impacts. Finally, the principles of MCDM and the method of establishing a coherent family of criteria are applied to rank the environmental aspects according to their significance. The significant aspects identified serve as a basis for the definition of environmental programs for the mitigation of the former.

The second decision-making problem has two distinct purposes: 1) to determine which environmental programs based on the significant environmental aspects are the most beneficial from an environmental perspective and 2) to assess the environmental performance of various projects of the company (tactical and strategic). The normalization and establishment of a family of criteria for decision-making methods are also needed to solve these two decision-making problems. In addition, a third level of boundaries (systems affected) was added to these applications so that significant environmental consequences occurring in life cycles other than the studied one are not neglected. Finally, the proposed framework also allows for the assessment, *a posteriori*, of the effect of the implementation of such projects on performance indicators of the company and recalculating the list of significant aspects.

Three case studies were used to illustrate the LCM framework proposed: 1) identification of aspects and monitoring of environmental performance at a newsprint mill, 2) implementation of cogeneration and de-inking a newsprint mill and 3) forest biorefinery at two kraft mills. These case studies have demonstrated that:

- The LCA unit processes approach promotes the interpretation of causal relationships between the organization's activities and impacts associated with them;
- The two levels of boundaries (foreground and background systems) extend the scope of the assessment to the impacts that may arise in the life cycle of operations;
- The incorporation of LCA indicators improves the impact assessment step by making it more comprehensive and quantitative;
- The normalization approach based on the distance-to-target principle cements/solidifies the assessment of the significance of environmental impacts;
- A common framework harmonizes the environmental decision making at different levels (operational, tactical and strategic);

- The integration of a third level of boundaries (affected systems) ensures that significant indirect environmental consequences are not overlooked in the decision-making process.

The proposed research resulted in four major contributions:

- 1) A LCM framework which improves EMS by including LCA and MCDM, and allows the proposal of relevant environmental improvement projects and the evaluation of the impact of other projects of the organization (tactical and strategic);
- 2) A multi-level hybrid approach for defining the system boundaries which combines the main characteristics of attributional and consequential LCA, and this for various decision making problems within the LCM framework;
- 3) A method to guide decision makers in the choice of decision making criteria based on LCA indicators;
- 4) A new normalization method based on the distance-to-target concept (where the target is defined using the best available technologies).

In conclusion, in order to realize its aspirations of achieving sustainable development objectives, it is essential that the paper industry considers adopting management tools that enable it to ensure that the improvements implemented are truly beneficial for the environment and that, without compromising the industry's profitability. Considering the increased awareness of consumers, the environmental profile of products and organizations is now a critical element of differentiation for a commodity industry such as the pulp and paper. Adopting a responsible approach to environmental management can be supported by tools such as the holistic LCM framework developed in this thesis.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	XII
TABLE DES MATIÈRES	XVI
LISTE DES TABLEAUX.....	XX
LISTE DES FIGURES	XXI
LISTE DES SYMBOLES ET ABBRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXIV
CHAPITRE 1: INTRODUCTION.....	1
1.1 CONTEXTE ET PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 OBJECTIF GÉNÉRAL.....	4
1.3 ORGANISATION DES TRAVAUX.....	4
CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 GESTION DU CYCLE DE VIE	5
2.1.1 Définition	5
2.1.2 Bénéfices de la GCV.....	5
2.1.3 Opportunités de développement	6
2.2 SYSTÈME DE GESTION ENVIRONNEMENTALE.....	7
2.2.1 Description générale.....	7
2.2.2 Planification environnementale	8
2.2.3 Principales forces et faiblesses d'un SGE.....	11
2.3 ANALYSE DU CYCLE DE VIE	12
2.3.1 Survol de la méthodologie.....	12
2.3.2 Principaux choix méthodologiques	13

2.3.3	<i>Types d'applications</i>	24
2.3.4	<i>Scénarios</i>	25
2.3.5	<i>ACV et industrie papetière</i>	26
2.4	ANALYSE DE DÉCISIONS MULTICRITÈRE	28
2.4.1	<i>Méthodologie générale d'ADMC</i>	28
2.4.2	<i>Spécification des objectifs et des critères</i>	29
2.5	COMBINAISON DES OUTILS DE GCV	30
2.5.1	<i>SGE et ACV</i>	30
2.5.2	<i>ACV, ADMC et projets d'investissement reliés aux procédés</i>	32
2.5.3	<i>ACV et planification stratégique</i>	36
2.6	SYNTHÈSE DE LA REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	38
CHAPITRE 3: MÉTHODOLOGIE		42
3.1	OBJECTIFS DES TRAVAUX	42
3.1.1	<i>Objectif principal</i>	42
3.1.2	<i>Objectifs spécifiques</i>	42
3.2	APPROCHE GÉNÉRALE	43
3.3	ACV DES DEUX USINES À L'ÉTUDE	46
3.3.1	<i>Usine intégrée de papier journal</i>	46
3.3.2	<i>Usine kraft intégrée</i>	48
3.4	ÉTUDES DE CAS	51
3.4.1	<i>Étude de cas #1 : Identification des opportunités environnementales et suivi de la performance à une usine de papier journal</i>	51
3.4.2	<i>Étude de cas #2 : Implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal</i>	52
3.4.3	<i>Étude de cas #3 : Bioraffinerie forestière à des usines kraft</i>	54
CHAPITRE 4: SYNTHÈSE		58
4.1	PRÉSENTATION DES ARTICLES	58
4.2	LIEN ENTRE LES ARTICLES ET ORGANISATION DE LA SYNTHÈSE	61
4.2.1	<i>Organisation de la synthèse</i>	61
4.2.2	<i>Lien entre les articles et la synthèse</i>	62
4.3	DÉVELOPPEMENT DES MÉTHODES	64
4.3.1	<i>Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières</i>	64
4.3.2	<i>Analyse de décisions multicritère</i>	66

4.3.3	<i>Méthode de normalisation</i>	73
4.4	CADRE MÉTHODOLOGIQUE PROPOSÉ.....	74
4.4.1	<i>Problématique décisionnelle #1 : Rangement des aspects</i>	75
4.4.2	<i>Problématique décisionnelle #2 : Évaluation des projets</i>	80
4.4.3	<i>Évaluation de la performance environnementale</i>	82
4.4.4	<i>Mise à jour des aspects environnementaux</i>	84
4.5	APPLICATIONS ET RÉSULTATS.....	84
4.5.1	<i>Étude de cas #1</i>	84
4.5.2	<i>Étude de cas #2</i>	95
4.5.3	<i>Étude de cas #3</i>	109
CHAPITRE 5: DISCUSSION GÉNÉRALE.....		123
5.1	FORCES ET LIMITES DU CADRE DE GCV PROPOSÉ.....	123
5.1.1	<i>Bâtir sur les systèmes existants</i>	124
5.1.2	<i>Favoriser la prise de décisions et intégrer les problématiques environnementales dans les processus de gestion de l'entreprise</i>	126
5.2	APPROCHE HYBRIDE MULTI-NIVEAUX POUR LA DÉFINITION DES FRONTIÈRES.....	128
5.2.1	<i>GCV opérationnelle</i>	129
5.2.2	<i>GCV tactique et stratégique</i>	131
5.3	FAMILLE COHÉRENTE DE CRITÈRES.....	132
5.4	MÉTHODE DE NORMALISATION BASÉE SUR LE CONCEPT DE DISTANCE À LA CIBLE	133
5.5	CAS SPÉCIFIQUE DE LA GCV STRATÉGIQUE PROSPECTIVE	134
CHAPITRE 6: CONCLUSIONS		135
6.1	CONCLUSIONS.....	135
6.2	CONTRIBUTIONS	137
6.2.1	<i>Cadre méthodologique de GCV</i>	138
6.2.2	<i>Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières</i>	139
6.2.3	<i>Méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions</i>	140
6.2.4	<i>Méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible</i>	140
6.3	TRAVAUX FUTURS	141
6.3.1	<i>Méthode simplifiée pour l'identification des aspects</i>	141
6.3.2	<i>Élargissement du cadre à d'autres types d'aspects</i>	141
6.3.3	<i>Comparaison de différentes méthodes d'ADMC</i>	142
6.3.4	<i>Développement d'une méthodologie d'ACV prospective</i>	142

RÉFÉRENCES.....	143
------------------------	------------

ANNEXES.....	153
---------------------	------------

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Différentes typologies de l'ACV	15
Tableau 2.2 : Trois horizons temporels en ACV.....	25
Tableau 2.3 : Dépendance des choix méthodologiques au type d'applications.....	25
Tableau 2.4 : Exigences d'une famille cohérente de critères de décisions	29
Tableau 2.5 : Comparaison du SGE et de l'ACV	31
Tableau 2.6 : Analogie entre ACV et ADMC.....	33
Tableau 2.7 : Approches intégrant l'ACV dans le processus de conception	36
Tableau 3.1 : Lien entre les objectifs et les études de cas.....	45
Tableau 3.2 : ACV de la production de papier journal	48
Tableau 3.3 : ACV de la production à une usine kraft intégrée.....	50
Tableau 3.4 : Analyses effectuées dans le cadre de l'étude de cas #2	54
Tableau 3.5 : Options pour la production de PLA	55
Tableau 4.1 : Autres publications non incluses dans la thèse	61
Tableau 4.2 : Développement des méthodes au sein des articles/de la synthèse et selon les niveaux décisionnels	63
Tableau 4.3 : Présentation des fondements théoriques dans les articles/la synthèse	63
Tableau 4.4 : Lien entre les applications, les études de cas, les articles et la synthèse..	64
Tableau 4.5 : Nomenclature des aspects	87
Tableau 4.6 : Programmes environnementaux.....	91
Tableau 4.7 : Options de procédé.....	96
Tableau 4.8 : Procédés affectés par l'implantation des options de procédé.....	99
Tableau 4.9: Description des procédures d'imputation.....	111
Tableau 4.10 : Interprétation des résultats normalisés par le BMT	114

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Notion de cycle de vie	3
Figure 2.1 : Système de gestion environnementale.....	8
Figure 2.2 : Processus d'identification des aspects.....	9
Figure 2.3 : Méthodologie de l'ACV	12
Figure 2.4 : Processus nécessitant l'imputation	18
Figure 3.1 : Représentation schématique de la méthodologie.....	44
Figure 4.1 : Organisation de la synthèse	62
Figure 4.2: Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières	65
Figure 4.3 : Démarche générale d'ADMC	67
Figure 4.4 : Méthode pour l'établissement d'une famille cohérente de critères.....	68
Figure 4.5 : Cadre de GCV proposé.....	75
Figure 4.6 : Illustration de la problématique décisionnelle #1	76
Figure 4.7 : Lien entre les différentes méthodes proposées et la première problématique décisionnelle.....	76
Figure 4.8 : Illustration de la problématique décisionnelle #2.....	80
Figure 4.9: Frontières du système pour l'étude de cas #1	86
Figure 4.10 : Contribution des aspects aux impacts.....	87
Figure 4.11: Rangement des aspects environnementaux – W1.....	89
Figure 4.12: Rangement des aspects environnementaux – W2.....	90
Figure 4.13: Évaluation des programmes environnementaux - normalisation	92
Figure 4.14: Évaluation annuelle des indicateurs de performance	94
Figure 4.15 : Signifiante des aspects avant et après l'implantation de P3	95
Figure 4.16 : Recyclage en boucle ouverte	98
Figure 4.17 : Effet de l'inclusion des systèmes affectés (RP).....	100
Figure 4.18 : Effet de l'inclusion des systèmes affectés (EU)	101
Figure 4.19 : Effet de la technologie marginale.....	103

Figure 4.20 : Effet de la procédure d'imputation (SHC)	104
Figure 4.21 : Application de la méthode <i>IMPACT 2002+</i> à l'étude de cas #2	106
Figure 4.22 : Application de la méthode <i>TRACI</i> à l'étude de cas #2	107
Figure 4.23 : Indicateurs d'eau et d'occupation du territoire.....	108
Figure 4.24: Simplification du système étudié a) usine #1, b) usine #2	110
Figure 4.25 : Comparaison des résultats de l'ACV-A et de l'ACV-C.....	112
Figure 4.26: Bénéfice maximal théorique	116
Figure 4.27 : Évaluation des scénarios.....	117
Figure 4.28 : Effet de la pondération sur la préférence des décideurs	118
Figure 4.29 : Suivi de la performance environnementale de l'organisation	119
Figure 4.30 : Contribution des principaux aspects avant et après implantation du procédé de bioraffinerie	121
Figure 4.31 : Contribution des deux usines à l'impact global de l'organisation.....	122
Figure 6.1 : Cartographie des contributions.....	138

LISTE DES SYMBOLES ET ABBRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
ACV-A	Analyse du cycle de vie attributionnelle
ACV-C	Analyse de cycle de vie conséquentielle
ADMC	Analyse de décisions multicritère
BAT	Meilleures technologies disponibles
BMT	Bénéfice maximal théorique
DBO	Demande biochimique en oxygène
ÉICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
ÉPE	Évaluation de la performance environnementale
GCV	Gestion du cycle de vie
ICV	Inventaire du cycle de vie
ISO	Organisation internationale de standardisation
ISP	Ingénierie des systèmes de procédés
PD	Pâte désencrée
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PTM	Pâte thermomécanique
SGE	Système de gestion environnementale

LISTE DES ANNEXES

A. LIFE-CYCLE THINKING IN THE PULP AND PAPER INDUSTRY, PART I: CURRENT PRACTICES AND MOST PROMISING AVENUES	154
B. LIFE-CYCLE THINKING IN THE PULP AND PAPER INDUSTRY, PART 2: LCA STUDIES AND OPPORTUNITIES FOR DEVELOPMENT	165
C. ENVIRONMENTAL BENCHMARKING OF ENERGY-RELATED KRAFT MILL MODIFICATIONS USING LCA	178
D. USING LCA TO ENHANCE EMS: PULP AND PAPER CASE STUDY	193
E. ENERGY DECISION MAKING IN A PULP AND PAPER MILL: SELECTION OF LCA SYSTEM BOUNDARY	213
F. IMPLICATIONS OF CHOICES AND INTERPRETATION IN LCA FOR MULTI-CRITERIA PROCESS DESIGN; PART I: METHODOLOGICAL ASPECTS.....	236
G. IMPLICATIONS OF CHOICES AND INTERPRETATION IN LCA FOR MULTI-CRITERIA PROCESS DESIGN; PART II: IMPLEMENTING DE- INKED PULP CAPACITY AND COGENERATION AT A PAPER MILL	249
H. LCA FOR THE ENGINEERING ANALYSIS OF THE FOREST BIOREFINERY	269
I. MODÉLISATION DE L'USINE BAT.....	287
J. ACV À UNE USINE KRAFT	296
K. BILANS ET ACV DU PLA.....	356
L. L'IMPUTATION	385
M. ASPECTS POUR DEUX USINES KRAFT.....	397

CHAPITRE 1: INTRODUCTION

« Grace under pressure »

Ernest Hemingway (1899-1961), lorsque questionné sur ce qu'il entendait par « avoir du cran »

1.1 Contexte et problématique

L'industrie des produits forestiers est un pilier de l'économie canadienne. Elle compte pour environ 3% du produit intérieur brut, elle est l'un des principaux exportateurs et aussi l'un des plus grands employeurs industriels. Plusieurs communautés, principalement situées en milieu rural, dépendent uniquement de l'industrie forestière pour leur survie. De par cette relation étroite, l'industrie se doit d'agir de façon responsable, et ce, tant au niveau économique qu'aux niveaux social et environnemental. Pour cette raison, l'Association des produits forestiers du Canada s'est engagée à être un chef de file de la gestion durable et à favoriser l'amélioration continue de son rendement environnemental. Notamment, ceci implique la réduction de l'empreinte de ses opérations sur l'environnement par une utilisation efficace des matières premières et de l'énergie, par la gestion de ses émissions dans l'environnement et par la promotion de la récupération, de la réutilisation et du recyclage [1].

Les systèmes de gestion environnementale (SGE) ont été largement implantés par l'industrie papetière en tant que principal outil pour l'amélioration continue de sa performance environnementale [2, 3]. Cependant, les aspects environnementaux liés aux activités des compagnies papetières sont souvent mal compris et le lien entre les objectifs environnementaux et ceux-ci est souvent pauvre [4]. Aussi, il a été démontré que l'implantation des SGE n'était pas suffisante pour réaliser des améliorations environnementales significatives et que ceux-ci étaient lourds et coûteux à maintenir

[5-10]. Finalement, les processus de gestion environnementale étant typiquement séparés des autres fonctions de l'entreprise, les perspectives d'affaires et d'environnement ne sont pas intégrées. Ceci montre la nécessité de développer des outils permettant de synchroniser les décisions courantes et environnementales, rendant ainsi les SGE plus efficaces et pertinents.

D'un autre côté, plusieurs études ont démontré que les impacts environnementaux reliés aux activités de production des produits papetiers dépassaient largement les frontières de ceux-ci indiquant la nécessité d'outils plus holistiques pour ce genre de problématiques [10-15]. La « pensée cycle de vie » permet d'élargir la vision traditionnelle des procédés manufacturiers afin d'intégrer les divers aspects associés au cycle de vie des produits qui y sont fabriqués [16]. Tel qu'illustré à la Figure 1.1, par cycle de vie on entend les « *phases consécutives et liées d'un système de produits, de l'acquisition des matières premières ou de la génération des ressources naturelles à l'élimination finale* » [17]. L'objectif principal de la « pensée cycle de vie » consiste à réduire la consommation de ressources et l'émission de polluants à l'environnement ainsi que à améliorer la performance sociale des systèmes de produits aux diverses étapes de leur cycle de vie.

La gestion du cycle de vie (GCV), quant à elle, vise l'application de la « pensée cycle de vie » dans les pratiques courantes de gestion d'une entreprise. Elle systématise l'incorporation de la notion de durabilité dans la stratégie d'une entreprise et ses activités de planification. Il est important de souligner que la GCV ne doit pas être comprise comme un outil ou une méthodologie unique, mais bien comme un cadre flexible d'application de multiples outils visant l'intégration des différentes dimensions (économique, sociale, environnementale) d'une entreprise.

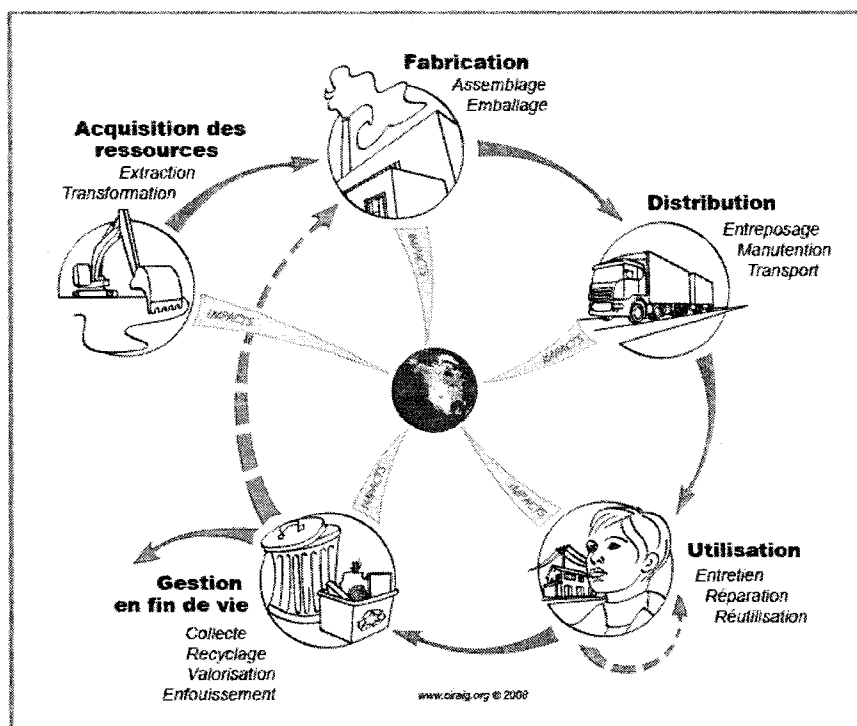


Figure 1.1 : Notion de cycle de vie

Parmi les outils de GCV, l'analyse du cycle de vie (ACV) est la seule méthode existante permettant l'évaluation des impacts environnementaux de toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, procédé ou service [18]. Cependant, l'information quantitative qui peut être tirée de l'application de l'ACV est rarement utilisée par les entreprises pour leurs décisions courantes [19]. Deux raisons importantes expliquent ce constat : 1) le manque de consensus concernant les différents choix méthodologiques qui doivent être faits en ACV et 2) l'absence d'éléments procéduraux pour sa mise en œuvre [20].

Enfin, l'intégration d'une gamme de problématiques environnementales diversifiées à des processus décisionnels qui sont déjà multidimensionnels augmente de façon significative la complexité de ceux-ci. Par conséquent, la GCV nécessite l'utilisation d'outils systématiques tels que ceux fournis par le domaine de l'analyse de décisions multicritère.

1.2 Objectif général

L'objectif général de cette thèse est de proposer un cadre méthodologique pour l'implantation de la GCV dans l'industrie papetière. Pour ce faire, l'intégration de trois outils sera considérée :

- 1) Le SGE, assurant que la GCV construise sur des systèmes existants;
- 2) L'ACV, permettant l'élargissement de la portée à tout le cycle de vie;
- 3) L'ADMC, systématisant les processus décisionnels complexes.

1.3 Organisation des travaux

Dans un premier temps, la revue de littérature, présentée au Chapitre 2, aborde les notions essentielles au développement d'un cadre de GCV. Les trois outils présentés précédemment ainsi que leur intégration potentielle y sont abordés. Une revue des applications de l'ACV dans l'industrie papetière ayant permis l'identification d'applications critiques d'un cadre de GCV dans le contexte spécifique de cette industrie y est aussi présentée. Par la suite, la méthodologie permettant de répondre aux objectifs de la présente thèse est présentée au Chapitre 3. Ce chapitre inclut aussi la description de trois études de cas permettant l'illustration du cadre méthodologique proposé au Chapitre 4. Finalement, les Chapitres 5 et 6 résument les implications et les limitations des travaux ainsi que les principales conclusions et contributions.

CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE

"Integrity without knowledge is weak and useless, and knowledge without integrity is dangerous and dreadful."

Samuel Johnson (1709-1784)

2.1 Gestion du cycle de vie

2.1.1 Définition

Il y a plusieurs définitions de la gestion du cycle de vie (GCV), mais la plus reconnue est sûrement celle de la *Life Cycle Initiative* [21]:

« Life Cycle Management (LCM) is a product management system aiming to minimize environmental and socioeconomic burdens associated with an organization's product or product portfolio during its entire life cycle and value chain. LCM is making life cycle thinking and product sustainability operational for businesses through the continuous improvements of product systems, and LCM supports the business assimilation of policies such as integrated product policies. »

La GCV construit sur les systèmes existants, met l'accent sur la prise de décisions et vise l'intégration des problématiques environnementales dans les processus de gestion d'une entreprise [19, 22, 23].

2.1.2 Bénéfices de la GCV

Plusieurs auteurs [19, 21, 24, 25] ont reconnu la force de la GCV. Les principaux bénéfices qui peuvent être tirés d'une telle gestion sont : un avantage compétitif dans un marché à conscience environnementale, une meilleure connaissance des produits, une base de documentation plus complète pour les clients et les autorités, une meilleure coordination et coopération au sein de la compagnie et un dialogue plus étroit avec les clients et les fournisseurs. De plus, il est plus facile d'établir les liens entre les critères

de performance environnementale du cycle de vie et les stratégies d'affaires d'une organisation. En effet, il est nécessaire d'intégrer les considérations environnementales lors de la conception, la fabrication, la distribution ainsi que l'utilisation et la fin de vie des produits afin de réaliser des bénéfices environnementaux et d'affaires de façon simultanée [26].

2.1.3 Opportunités de développement

En 2001, avait lieu le premier groupe de travail du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) sur la GCV. Ce groupe de travail visait la définition d'un programme de GCV au sein de l'PNUE. Au cours de cet atelier, les opportunités suivantes reliées à la GCV ont été identifiées [27]:

- La nécessité de développer des approches détaillées et holistiques adoptant une perspective cycle de vie et visant l'intégration des systèmes, concepts et outils de gestion environnementale pour une meilleure prise de décisions;
- La nécessité de rendre disponibles des études de cas où la GCV a été implantée avec succès et de façon pratique.

Tel que mentionné précédemment, à l'heure actuelle, le SGE est l'outil de GCV le plus répandu dans l'industrie papetière, mais sa portée est insuffisante pour assurer le développement durable. L'ACV, quant à elle, est le principal outil environnemental permettant d'élargir les frontières du système étudié au-delà de l'entreprise elle-même pour considérer les impacts environnementaux liés à ses produits et services. De plus, la GCV vise la prise de décisions, et ce, pour différents horizons temporels (opérationnel, tactique et stratégique). Ces problématiques de décisions doivent théoriquement inclure les dimensions économique, environnementale et sociale et, par conséquent, comportent une multitude d'objectifs qui nécessitent des outils systématiques afin de pouvoir les résoudre. Pour cette raison, les prochaines sections

décriront les SGE, l'ACV, les méthodes d'analyse de décision multicritère (ADMC) ainsi que l'intégration de ces outils.

2.2 Système de gestion environnementale

2.2.1 Description générale

Un système de gestion environnementale (SGE) est un cadre organisationnel devant être continuellement suivi et périodiquement revu afin de fournir une direction efficace pour les actions environnementales d'une organisation [28]. Celui-ci doit inclure un engagement à l'amélioration continue. Les différents éléments d'un SGE sont présentés à la Figure 2.1. Tout d'abord, il est nécessaire que l'organisation base sa politique environnementale, ses objectifs et ses cibles sur les aspects environnementaux significatifs¹ de ses activités. L'identification de ces aspects est un processus continu visant l'identification des interactions de l'organisation avec l'environnement. Ensuite, lorsque les aspects sont identifiés, il est nécessaire d'évaluer leur signifiante. Basé sur les aspects jugés significatifs, l'organisation peut définir ses objectifs et ses cibles et établir les programmes environnementaux qui lui permettront d'atteindre ceux-ci. Également, elle doit disposer de mécanismes pour mettre en œuvre ces programmes, vérifier si ceux-ci permettent d'atteindre les objectifs et apporter les actions correctrices lorsque nécessaire. Le tout sera ensuite revu par la direction. La phase de planification étant celle pouvant bénéficier le plus de l'ACV, celle-ci est décrite plus en détails à la section suivante.

¹ Un aspect environnemental est un élément des activités, produits ou services d'une organisation qui peut potentiellement interagir avec l'environnement. Il est significatif si l'impact potentiel qu'il cause est aussi significatif.

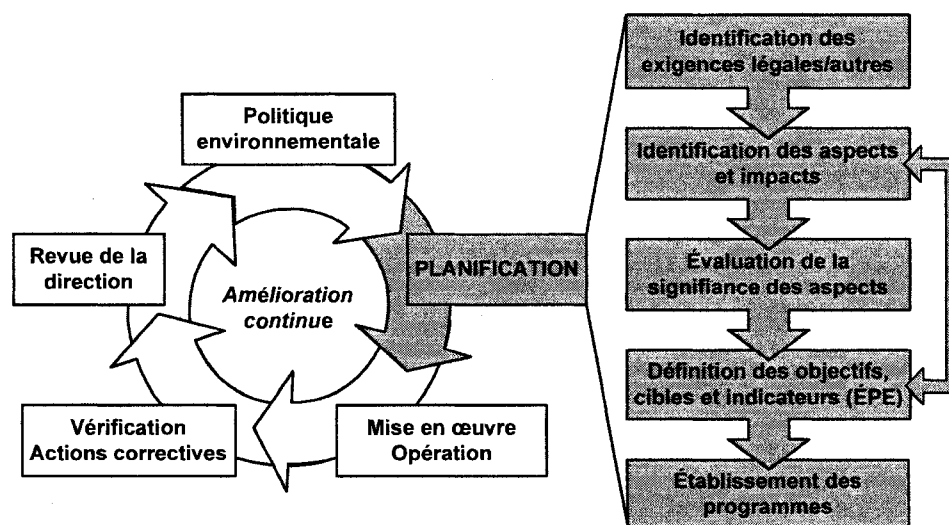


Figure 2.1 : Système de gestion environnementale

2.2.2 Planification environnementale

L'emphase est mise ici sur le processus de planification du SGE car c'est à cette étape que l'on retrouve les opportunités de chevauchement avec l'ACV les plus évidentes. Les principales tâches impliquées dans ce processus sont les suivantes.

- 1) **Émission d'une politique environnementale** : il s'agit d'un énoncé d'intentions et de principes en relation avec sa performance environnementale globale et d'un cadre pour les actions et l'établissement des objectifs et des cibles d'une entreprise.
- 2) **Identification des exigences légales et autres** : l'entreprise possède une procédure pour l'identification des exigences légales et autres exigences qui ont un impact sur ses activités.
- 3) **Identification et rangement des aspects environnementaux** : elle établit et maintient une procédure pour identifier et ranger les aspects environnementaux qu'elle peut contrôler ou influencer et en établir la signifiante.
- 4) **Définition des objectifs et des cibles** : L'entreprise doit se fixer des objectifs et des cibles réfléchissant sa politique environnementale, ses aspects environnementaux, les exigences légales et autres ainsi que les options technologiques à sa disposition.

Tous ces éléments changeant dans le temps, il est important de mettre à jour les objectifs et cibles régulièrement.

- 5) **Évaluation de la performance environnementale (ÉPE)** : puisque l'un des objectifs de SGE est de suivre le progrès relié aux objectifs, il est nécessaire de définir des indicateurs de performance mesurables et en accord avec les objectifs. La définition des indicateurs est souvent effectuée parallèlement au SGE dans une activité nommée évaluation de la performance environnementale (ÉPE) [29].
- 6) **Établissement des programmes environnementaux** : la compagnie doit établir le mécanisme par lequel les actions identifiées préalablement seront mises en œuvre (programmes environnementaux). Les indicateurs définis lors de l'ÉPE peuvent être utilisés après l'implantation des programmes afin de vérifier que des progrès réels ont été effectués.

2.2.2.1 *Identification des aspects environnementaux, évaluation des impacts et évaluation de la signifiante*

Tel qu'illustré à la Figure 2.2. ISO [28] décrit en quatre étapes le processus d'identification des aspects environnementaux : 1) établir la liste des activités, produits et services, 2) identifier les aspects correspondants, 3) identifier les impacts correspondants et 4) évaluer la signifiante des impacts.

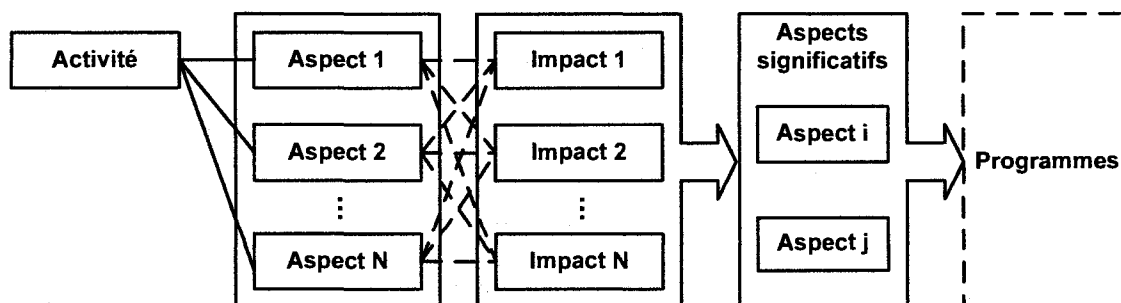


Figure 2.2 : Processus d'identification des aspects

Il est important que non seulement les conditions normales soient considérées lors de l'identification des aspects environnementaux, mais aussi les démarrages et les situations d'urgences prévisibles. De plus, le processus d'identification et d'évaluation des aspects doit être reproductible, systématique, précis et rigoureux. Il existe deux principales méthodes pour cette tâche : les bilans de masse et les audits exploratoires (revue environnementale initiale) [30].

De plus, il est nécessaire d'évaluer les impacts reliés aux aspects environnementaux, et pour ce faire, il peut être nécessaire de définir des indicateurs qui pourront ensuite servir à l'évaluation de la performance environnementale. Quoique la norme ISO 14031 [29] propose une série d'approches pour l'ÉPE, en pâtes et papiers, l'évaluation des impacts est rarement quantitative et les indicateurs d'ÉPE se limitent typiquement à des indicateurs d'inventaire.

Il existe aussi deux principaux types de méthodes pour déterminer si un aspect est significatif ou non : les méthodes multicritères et les méthodes basées sur une évaluation du risque [30-32]. Ces méthodes impliquent généralement que l'information qualitative soit transformée en pointage et que le pointage total de chaque aspect soit utilisé pour évaluer sa signifiante. Tel que noté par Bates [33], la définition de termes qualitatifs et l'assignation de valeurs quantitatives à ces derniers sont souvent subjectives. De plus, il ne semble pas y avoir de consensus quant à savoir quels critères devraient être utilisés pour faire l'évaluation des aspects environnementaux.

2.2.2.2 *Établissement des programmes environnementaux*

Les programmes environnementaux constituent le mécanisme par lequel les actions permettant l'amélioration sont identifiées et mises en œuvre. Tel qu'illustré à la Figure 2.2, ceux-ci doivent être basés sur les aspects significatifs. Cette thèse ne se penche pas sur l'aspect organisationnel des programmes environnementaux, mais bien sur l'aspect technique (plans d'investissements en capital ou routes technologiques). À ce niveau,

une liste préliminaire de solutions réduisant l'impact environnemental et étant économiquement réalisables est proposée. ISO ne propose pas de mécanisme systématique permettant d'évaluer les dits programmes.

2.2.3 Principales forces et faiblesses d'un SGE

Melnyk et al. [34] ont sondé plus de 1200 industries nord-américaines au sujet de l'impact d'un SGE sur leur performance. Le sondage a montré des bénéfices significatifs sur la performance corporative (réduction de coûts, meilleure réputation, etc.) et sur l'utilisation d'options pour réduire l'impact environnemental. L'une des principales raisons est l'utilisation de l'information disponible [35].

Ce constat ne semble cependant pas faire l'unanimité. En effet, Matthews et al. [7] ont suggéré que les processus existants de gestion environnementale étaient souvent insuffisants pour réaliser de réelles améliorations de la performance environnementale. Aussi, la portée des SGE étant limitée à l'organisation et ne couvrant pas la chaîne de produits, ils peuvent difficilement être utilisés pour réaliser des bénéfices durables [19, 36]. De plus, même si les SGE fournissent une approche structurée et systématique pour l'établissement et l'atteinte d'objectifs environnementaux, ceux-ci mettent généralement l'emphasis sur le risque (déversements, non conformités, etc.), ils sont dispendieux à maintenir et rarement alignés avec les objectifs à long terme de l'entreprise. Même si les entreprises commencent à reconnaître le rôle de la gestion environnementale pour la planification stratégique et à réaliser les bénéfices potentiels d'approche de gestion plus proactives en matière d'environnement, il existe encore un besoin pour des outils et des cadres méthodologiques permettant une meilleure connexion entre leurs objectifs environnementaux et d'affaires, et ce, plus spécifiquement dans l'industrie papetière [6, 9, 10, 37-41].

2.3 Analyse du cycle de vie

2.3.1 Survol de la méthodologie

Selon ISO, l'ACV est une technique visant la « *compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie* » [17]. Cette technique comporte quatre étapes (illustrées à la Figure 2.3) : la définition de l'objectif et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie (ICV), l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) et l'interprétation du cycle de vie.

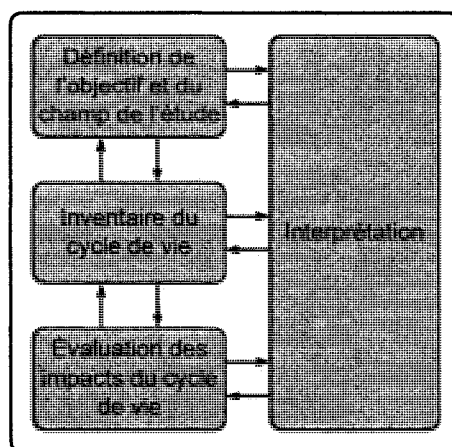


Figure 2.3 : Méthodologie de l'ACV

La phase de définition de l'objectif et du champ de l'étude permet, dans un premier temps, de définir le problème, le type d'application ainsi que le public visé. Puis, le champ de l'étude décrit tous les choix relatifs au modèle qui sera établi tels que l'unité fonctionnelle, les frontières du système et les méthodes de caractérisation des impacts. Les scénarios et alternatives à étudier y sont aussi décrits.

L'inventaire du cycle de vie (ICV) quantifie l'extraction des matières premières ainsi que les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol.

L'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) évalue l'impact environnemental causé par l'extraction des matières premières et les émissions polluantes. Il compte quatre étapes : la classification, la caractérisation, la normalisation et la pondération. La classification détermine quelles extractions/émissions contribuent à quels impacts. La caractérisation évalue la contribution de chacune des extractions/émissions à chacune des catégories d'impact (e.g. effets de serre, acidification, toxicité humaine, diminution des ressources, etc.). Il est possible d'effectuer une étape de caractérisation supplémentaire regroupant les catégories d'impact en catégories de dommages (e.g. dommage sur la santé humaine, dommage sur les écosystèmes, etc.). La normalisation permet d'évaluer l'importance d'un résultat en fonction d'un système de référence tandis que la pondération vise l'évaluation de l'importance relative de chacun des indicateurs basée sur des choix de valeurs.

Finalement, l'interprétation du cycle de vie est la phase de l'ACV au cours de laquelle les résultats de l'ICV et de L'ÉICV sont évalués de façon cohérente avec l'objectif et le champ de l'étude. Les points significatifs sont identifiés, conclusions et des recommandations sont établies.

2.3.2 Principaux choix méthodologiques

Des choix méthodologiques doivent être effectués à chacune des quatre étapes de l'ACV décrites précédemment. Ces choix méthodologiques peuvent rendre plus difficile l'application de l'ACV, et ce, plus particulièrement dans le cas de l'industrie des procédés [20]. Les sections qui suivent présentent une revue des études évaluant divers choix méthodologiques de l'ACV appliquée aux procédés. L'emphasis est aussi mise sur les procédés papetiers, lorsque possible.

2.3.2.1 *Modélisation du système : ACV attributionnelle et conséquentielle*

La modélisation du système, ainsi que tous les choix méthodologiques qui y sont reliés, est souvent décisive pour les résultats d'une ACV, et donc, pour la prise de décisions associée. En effet, le modèle doit décrire les parties appropriées du système technologique lesquelles dépendent du type d'application. Dans ce contexte, il y a un consensus grandissant dans la communauté de l'ACV [42-44] concernant deux types très distincts d'application de l'ACV :

- La description des flux environnementaux pertinents entrant et sortant d'un système de produits² (ACV attributionnelle, ACV-A);
- La description de comment les flux environnementaux entrant et sortant du système technologique sont affectés par une modification de celui-ci (ACV conséquentielle, ACV-C).

Lors d'une ACV-A, on tente de déterminer de quels impacts environnementaux le produit étudié peut être tenu responsable tandis que, en ACV-C, on essaie plutôt de générer de l'information pour décrire les conséquences d'une décision [42]. Le Tableau 2.1 présente quelques synonymes ou quasi synonymes d'ACV-A et d'ACV-C. Généralement, les choix méthodologiques en ACV-A sont guidés par des conventions alors qu'en ACV-C, ceux-ci sont basés sur l'objectif de description des conséquences d'une décision. La sélection d'une approche (ACV-A versus ACV-C) est un choix méthodologique qui en implique d'autres tel que discuté dans les prochaines sections.

² Le système de produits est l'ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit

Tableau 2.1 : Différentes typologies de l'ACV

Auteurs	ACV-A	ACV-C
Baumann [45]	ACV exploratoire	ACV comparative
Weidema [46]	ACV axée sur l'information	ACV axée sur les changements
Tillman, Ekvall et al. [43, 47]	ACV rétrospective	ACV prospective
Ekvall et Weidema [42]	ACV attributionnelle	ACV conséquentielle

Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est une description quantitative de la performance du système étudié. Comme l'ACV-A décrit les impacts environnementaux « associés à » ou « attribuables à » un système de produits et puisqu'en ACV un système est modélisé de façon linéaire à son unité fonctionnelle, son amplitude est peu importante (à condition que la fonction soit définie de façon appropriée). L'ACV-C, quant à elle, est une estimation des conséquences environnementales dues aux changements apportés au système de produits étudié, et ce, à l'échelle du système technologique. Ces conséquences ne varient donc pas nécessairement linéairement avec l'unité fonctionnelle (e.g. un changement marginal n'aura pas le même effet qu'un changement non marginal). Pour cette raison, il est préférable que l'unité fonctionnelle reflète l'amplitude réelle du changement.

En ACV-A appliquée aux procédés, on ne s'intéresse normalement pas aux caractéristiques fonctionnelles d'un produit (sauf si l'objectif est de comparer des produits issus de divers procédés et que les caractéristiques fonctionnelles de ceux-ci varient) et le choix de l'unité fonctionnelle est plutôt direct [20]. Pour cette raison, peu d'études sont disponibles comparant différentes unités fonctionnelles dans ce contexte. Par contre, dans certains cas, il peut être difficile d'établir une unité fonctionnelle cohérente pour la comparaison d'options de procédés et ce choix peut être déterminant pour les conclusions de l'étude [48].

Frontières du système

En ACV-A, les processus élémentaires inclus dans les frontières du système sont généralement ceux qui contribuent de façon significative à l'impact total du système étudié. Ce système commence généralement avec l'extraction des matières et se termine avec la fin de vie du produit. On considère généralement que la demande et l'offre sont parfaitement élastiques (i.e. la demande pour une unité de produit entraîne la production d'une unité et vice versa).

En ACV-C, on tente de générer de l'information claire concernant les conséquences environnementales potentielles d'une décision. Dans ce contexte, les processus qui sont inclus dans les frontières du système sont ceux qui sont affectés par un changement dans le système de produit étudié. Il est aussi possible que ces conséquences surviennent dans d'autres systèmes de produits que celui qui est étudié. Il est alors nécessaire de procéder à l'expansion des frontières afin d'inclure les parties de ces autres systèmes qui sont affectées. Cette situation peut survenir si le système étudié inclut :

- Des processus multifonctionnels;
- Du recyclage en boucle ouverte;
- L'utilisation de ressources contraintes³.

Peu d'études ont comparé systématiquement l'impact de ce choix sur les conclusions d'une ACV. Certaines revues de littérature ont toutefois démontré que le choix des frontières du système pouvait être un facteur déterminant pour expliquer les différences obtenues concernant plusieurs études sur le même sujet, notamment concernant la gestion en fin de vie des déchets de papier (enfouissement, recyclage, incinération) [49], la production de bioéthanol [50] et la production de ciment [51].

³ Ressources pour lesquelles il y a compétition.

D'un autre côté, très peu d'études se sont attardées à comparer les résultats obtenus en appliquant les deux approches d'ACV (ACV-A et ACV-C). Une première étude a évalué les conséquences environnementales dues au remplacement de pâtes de soudure contenant du plomb par des pâtes n'en contenant pas [52]. Une deuxième s'est concentrée sur diverses alternatives de réhabilitation de sites contaminés [53, 54]. Ces deux études ont montré l'importance de modéliser les conséquences environnementales indirectes d'une décision, objectif non atteint par une ACV-A. Cependant, ces auteurs ont aussi discuté de l'information complémentaire résultant des deux approches et de la pertinence limitée de l'ACV-C dans les cas où les conséquences directes sont beaucoup plus significatives que les conséquences indirectes. Il y a donc une opportunité d'investiguer plus en profondeur ces deux approches en terme de l'information qu'elles peuvent nous apporter pour la prise de décisions.

Procédures d'imputation

Il est possible que des processus élémentaires soient partagés entre plusieurs systèmes de produits. Lorsque l'on tente d'attribuer l'impact environnemental de ces processus à un système de produits en particulier (ACV-A), il survient alors un problème d'imputation. Il existe trois cas généraux où ce problème est rencontré (Figure 2.4, les processus pour lesquels on doit imputer les entrants et les sortants entre les différents produits sont illustrés en gris) : processus à sortants multiples, processus à entrants multiples (e.g. site d'enfouissement) et recyclage en boucle ouverte.

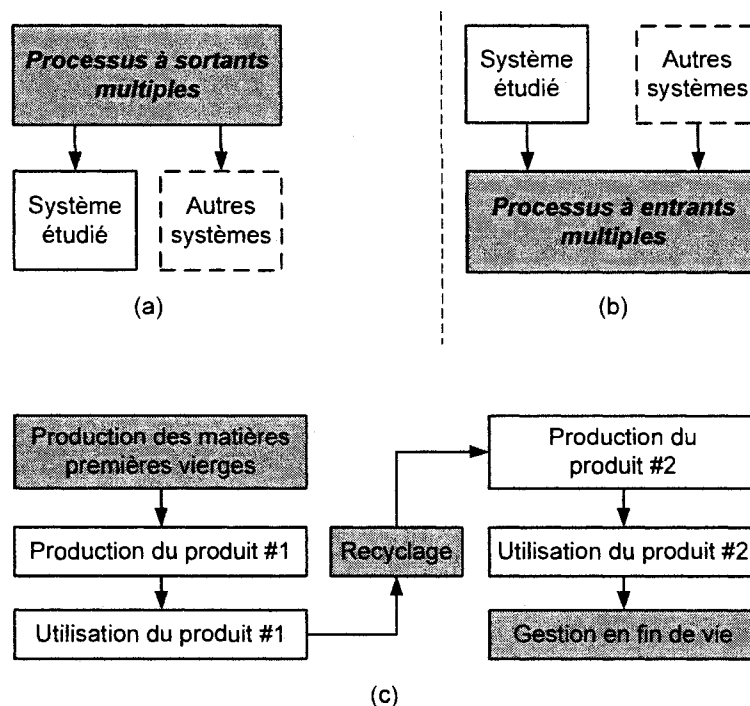


Figure 2.4 : Processus nécessitant l'imputation

(a) processus à sortants multiples, (b) processus à entrants multiples, (c) recyclage en boucle ouverte

La norme ISO [55] recommande la procédure suivante (dans l'ordre) pour l'imputation :

- 1) Lorsque possible, l'imputation devrait être évitée en :
 - a. Augmentant le niveau de détails du modèle et en le subdivisant;
 - b. Étendant les frontières du système afin d'inclure les fonctions supplémentaires;
- 2) Lorsque l'imputation ne peut pas être évitée, le fardeau environnemental devrait être divisé entre les différents produits en utilisant une relation physique;
- 3) Lorsque aucune relation physique n'est disponible, une autre relation pourra être utilisée (e.g. économique).

Cette procédure ne reconnaît pas le lien entre le type d'application (ACV-A ou ACV-C) et le choix d'une règle d'imputation. En effet, l'expansion des frontières pour

inclure les fonctions affectées ne rencontre pas l'objectif de description des impacts environnementaux reliés à un produit spécifique. Aussi, qu'elles soient physiques ou non, plusieurs règles de partition sont disponibles et celles-ci peuvent influencer le résultat final d'une ACV. Vu leur grand nombre, elles ne seront pas énumérées ici, mais plus d'informations sont disponibles à l'Annexe L.

L'imputation a soulevé beaucoup d'intérêt au sein de la communauté de l'ACV. Pourtant très peu d'études comparent l'effet du choix de la procédure d'imputation pour la comparaison d'alternatives de procédés ou l'identification des opportunités d'amélioration dans le domaine des procédés. À titre d'exemple citons une étude qui a comparé trois procédés de production d'ester méthylique de colza [56]. Les résultats obtenus étaient largement dépendants de la procédure d'imputation utilisée pour attribuer les impacts entre l'ester et les coproduits impliqués.

En ce qui concerne l'industrie papetière, l'importance de l'imputation a surtout été discutée pour le recyclage de la fibre [49, 57-61]. Toutes ces études montrent l'importance de l'imputation dans ce contexte, mais aucune ne compare les résultats de l'application des diverses méthodes à l'aide d'une étude de cas concrète où l'objectif serait de comparer différents procédés du point de vue du producteur.

Collecte des données

Pour chacun des processus élémentaires modélisés, il est nécessaire de recueillir les données. De façon générale, des données primaires (spécifiques à l'étude) seront utilisées pour le système d'avant-plan⁴ et des données secondaires (génériques) pour le

⁴ Ensemble des processus pour lesquels des mesures peuvent être prises concernant leur sélection et/ou leur opération.

système d'arrière-plan⁵. Le choix d'une base de données secondaires plutôt qu'une autre constitue aussi un choix méthodologique.

Niveau de détails

On juge souvent que l'effort et les ressources nécessaires pour effectuer une ACV détaillée ne correspondent pas aux bénéfices envisagés. Pour cette raison, le concept d'ACV simplifiée a été développé. Le principe d'ACV simplifiée s'applique typiquement dans le cadre d'une ACV-A. La simplification, qui réduit la quantité de données et d'informations nécessaires, peut se faire soit en limitant la portée de l'étude soit en simplifiant les procédures de modélisations [62]. Les principales approches de simplification incluent : l'élimination de certaines étapes du cycle de vie, la considération de seulement certains impacts environnementaux, l'utilisation de critères de coupure, l'utilisation de données qualitatives et l'utilisation de données génériques.

Cette thèse met l'accent sur l'ACV détaillée et n'investiguera donc pas les processus de simplification. Par contre, une ACV-C partant du principe qu'il faut élargir les frontières pour inclure les autres systèmes affectés, il est important de s'assurer que le processus demeure faisable. Pour ce faire, on le simplifiera généralement en ne recueillant les données que pour les processus les plus affectés en excluant tous les autres [63].

Modélisation des effets indirects

En ACV-C, il est souvent nécessaire d'effectuer une série d'hypothèses dû au manque de connaissances relatives au comportement d'un système. Ces hypothèses incluent l'ignorance concernant certains aspects du système étudié, mais surtout les effets sur d'autres systèmes si on le modifie [64, 65]. Très peu d'études ont étudié ces effets [66, 67].

⁵ Ensemble de tous les autres processus qui peuvent être influencés par une modification du système d'avant-plan.

2.3.2.2 *Évaluation des impacts*

Classification/Caractérisation

Il existe plusieurs catégories d'impact qui peuvent être classées en trois aires de protection [68] : l'utilisation des ressources, les conséquences sur la santé humaine et les conséquences écologiques. Les méthodes de caractérisation peuvent être classifiées en deux catégories : les méthodes caractérisant les impacts environnementaux (« midpoints ») et celles caractérisant les dommages sur les trois aires de protection (« endpoint »). Les indicateurs d'impact étant moins agrégés, ils sont donc plus faciles à interpréter. D'un autre côté, les indicateurs de dommage agrègent l'information des indicateurs d'impact en un nombre moins élevé d'indicateurs, ce qui est plus facile à gérer lors des processus de prise de décisions. Ces indicateurs sont souvent plus parlants, mais aussi plus incertains [69]. Bien qu'il existe plusieurs méthodes permettant de transformer les résultats d'inventaire en impacts/dommages, celles-ci ne seront pas décrites ici.

Quelques études ont comparé l'effet de choisir une famille d'indicateurs plutôt qu'une autre [70-74]. Les principales conclusions pouvant être tirées de ces études sont les suivantes:

- 1) Les différentes méthodes ont différentes exigences de données [72];
- 2) Le choix d'une méthode devrait dépendre de sa pertinence pour le projet [70, 74];
- 3) Lorsque des différences significatives ont été observées entre les différentes méthodes, celles-ci étaient surtout liées aux impacts locaux (i.e. toxicité et écotoxicité) [72, 73, 75].

Quoique l'importance du contexte pour le choix d'une méthode ait été soulignée, aucune des études présentées ne fournit de lignes directrices concernant cet aspect, et ce, surtout pour le choix des indicateurs à conserver pour la prise de décisions.

Normalisation

Les choix méthodologiques présentés précédemment peuvent potentiellement affecter les résultats en raison de différences fondamentales de modélisation. Le choix d'une méthode de normalisation, quant à lui, vise plutôt à mieux interpréter les résultats, ce qui est essentiel pour une prise de décisions rationnelle. Il existe deux types d'approches de normalisation qui dépendent de l'objectif visé par celles-ci [76].

La première famille d'approches vise à régler le problème d'unités qui ne sont pas comparables entre les différentes catégories d'impact. En ce sens, la normalisation n'est vue que comme une opération préalable à la pondération et les méthodes sont dites internes. Les principales méthodes internes sont les suivantes :

- **Division par le maximum** : le principal problème lié à cette méthode est la distorsion possible lorsque l'on tente d'évaluer la signifiante des diverses catégories d'impact;
- **Division par un cas de base** : cette méthode a le désavantage d'être possiblement confrontée à une division par zéro, ce qui est toujours vrai dans le cas de l'ACV-C, exprimée dans sa forme différentielle;
- **Division par la somme** : cette méthode peut aussi causer de la distorsion.

La deuxième famille d'approches considère plutôt la normalisation comme une occasion de mettre les résultats de caractérisation « en contexte » et donc d'évaluer leur signifiante relative. Un exemple de normalisation externe serait d'utiliser l'impact total généré par les émissions dans une région donnée pour une période précise. Cependant, les données requises pour supporter une telle méthode ne sont pas toujours disponibles [76]. D'un autre côté la littérature propose des méthodes de pondération basées sur la distance à une cible [77-79], mais certains auteurs ont souligné que ces méthodes devraient être utilisées pour normaliser plutôt que pour pondérer les impacts [78, 79]. De plus, les procédures utilisées pour définir les cibles sont rarement transparentes et

souvent basées sur des problématiques politiques plutôt qu'environnementales. Les méthodes existantes de normalisation externe ne permettent donc pas de contextualiser de façon pratique et transparente les résultats d'une ACV dans le domaine des procédés. Finalement, peu d'études ont étudié l'effet du choix de la méthode de normalisation pour la prise de décisions.

Pondération

La pondération est souvent l'élément le plus controversé de l'ACV puisqu'il implique l'utilisation de choix de valeurs. Il est possible de classifier les méthodes de pondération selon plusieurs systèmes. Premièrement, on peut distinguer entre les méthodes génériques (applicables à n'importe quelles études) et les méthodes spécifiques au contexte. Bengtsson [80] argumente que l'objectif de la pondération ne devrait pas être d'agréger l'information, mais plutôt d'ajouter et de fournir de l'information pertinente à l'étude afin de faciliter la prise de décisions. Pour cette raison, il déconseille l'utilisation de facteurs de pondération génériques qui ignorent le contexte de l'étude. En contrepartie, cette approche fait en sorte que les études sont difficilement comparables et qu'il devient potentiellement plus facile de manipuler les résultats.

Deuxièmement, les méthodes de pondération peuvent être classifiées selon leurs caractéristiques méthodologiques. Selon ce système, il existe quatre principaux types de méthodes de pondération : les méthodes par procuration, les méthodes de monétisation, les méthodes de distance à la cible et les méthodes de panel [79].

Les méthodes par procuration font l'hypothèse qu'un indicateur peut être considéré représentatif des autres (e.g. consommation d'énergie, intensité massique). La principale limitation de ce type de méthode est qu'il n'est pas du tout évident comment des indicateurs environnementaux tels que l'écotoxicité peuvent être adéquatement couverts. Parmi les méthodes de monétisation, on retrouve les méthodes basées sur la

volonté de payer et les méthodes basées sur le coût de mitigation. Ces méthodes accordent plus de poids aux impacts pour lesquels la volonté de payer ou le coût de mitigation est le plus élevé. Leur principal désavantage est lié à l'ignorance des conséquences environnementales. Les méthodes de distance à la cible accordent plus de poids aux impacts qui sont éloignés de leur cible théorique. La pertinence de celles-ci pour la pondération a été discutée préalablement. Enfin, les méthodes par panel, qui peuvent combiner plusieurs des méthodes précédentes, ont pour caractéristique que les facteurs de pondération sont attribués par un groupe d'experts ou de parties prenantes. L'inconvénient majeur est que les facteurs de pondération obtenus sont très sensibles à la façon dont les questions sont posées et sont très spécifiques au contexte.

Finalement, il est plus facile de trouver des études qui évaluent l'effet de différents ensembles de facteurs de pondération [80-85]. Ces études montrent que la pondération peut avoir un effet significatif sur les résultats.

2.3.3 Types d'applications

L'ACV peut être utilisée pour plusieurs types d'applications qui peuvent se classer de la façon suivante [46] :

- Applications spécifiques à une entreprise ou génériques;
- Applications opérationnelles, tactiques ou stratégiques (voir Tableau 2.2 pour définitions);
- Applications visant l'apprentissage versus applications visant la prise de décisions concernant un changement.

Tableau 2.2 : Trois horizons temporels en ACV

Horizon temporel	Caractéristiques
Opérationnel	Évaluation non comparative telle que l'identification des points chauds
Tactique	<ul style="list-style-type: none"> – Évaluation comparative d'options d'amélioration – Évaluation comparative de projets affectant principalement l'environnement direct du système à l'étude – Pas de changement des fonctions du système étudié
Stratégique	<ul style="list-style-type: none"> – Évaluation comparative de projets ayant généralement des implications au-delà de l'environnement direct du système à l'étude – Changement des fonctions du système étudié

Aussi, tel qu'illustré au Tableau 2.3, il est généralement reconnu que le type d'applications guide les choix méthodologiques en ACV [43, 46, 86].

Tableau 2.3 : Dépendance des choix méthodologiques au type d'applications

Choix méthodologique	Dépendance au type d'applications
Champ de l'étude	Le système investigué doit traiter adéquatement des produits, procédés et groupes d'intérêts affectés.
Inventaire (niveau de détails)	Le niveau de détails est indépendant du type d'applications, mais dépend plutôt de la complexité des compromis entre les différents impacts et des ressources disponibles.
Évaluation des impacts	La méthode d'évaluation des impacts est un choix du décideur et ne dépend pas du type d'applications. Toutefois, plus une application est générique, plus la méthode doit être généralement acceptée.

2.3.4 Scénarios

En ACV, un scénario peut être défini de la façon suivante [87]:

« A description of possible future situations relevant for specific LCA applications, based on specific assumptions about the future and, when relevant, a description of a path from the present to the future ».

On distingue trois principaux types de scénarios en ACV [87]:

- **Les scénarios technologiques** : basés sur des hypothèses concernant les développements technologiques;
- **Les scénarios environnementaux** : basés sur des hypothèses concernant les niveaux seuils;
- **Les scénarios de valeurs** : basés sur des hypothèses concernant les différents jeux de valeurs pertinentes pour la problématique étudiée.

Deux principaux types de méthodes sont utilisés en ACV pour la génération de scénarios : l'analyse prédictive par simulation (« what if scenarios ») et les scénarios fondamentaux (« cornerstone scenarios »). L'analyse prédictive par simulation vise l'évaluation des conséquences reliées à des problématiques qui ont peu d'implications à long terme et où l'incertitude est connue. Les scénarios fondamentaux, quant à eux, s'appliquent lorsque l'objectif de l'étude est d'augmenter la compréhension d'un système étudié ayant des implications à long terme.

2.3.5 ACV et industrie papetière

Cette section résume une revue de littérature qui a été effectuée sur les applications de l'analyse du cycle de vie dans l'industrie papetière (pour plus de détails, voir la revue complète aux Annexes A et B, [88, 89]).

Afin d'établir un portrait de l'utilisation de l'ACV dans l'industrie papetière, quarante études publiées entre 1990 et 2005 ont été revues et analysées. L'analyse a permis de classer les études en six catégories d'applications : 1) comparaison de produits

fournissant la même fonction, 2) identification des points chauds, 3) comparaison d'options de procédé, 4) comparaison d'options de gestion en fin de vie, 5) évaluation de nouveaux produits et 6) applications innovatrices.

L'analyse montre que l'application visant la comparaison de produits concurrents est probablement la plus sensible aux choix méthodologiques. Par contre, l'utilisation de l'ACV pour l'identification d'opportunités d'amélioration (points chauds) s'est avérée utile dans la majorité des études évaluées. D'un autre côté, si l'application ayant pour but la comparaison de diverses options de procédé est aussi très pertinente, les auteurs soulèvent généralement la nécessité d'utiliser l'ACV en combinaison avec d'autres outils pour une prise de décisions efficace. Contrairement à l'utilisation de l'ACV pour l'évaluation de nouveaux produits, pour laquelle très peu d'études sont disponibles, la comparaison d'alternatives de gestion en fin de vie du papier (enfouissement, recyclage, incinération) est sûrement celle ayant reçu le plus d'attention dans le passé. Finalement, la revue a permis d'identifier un groupe d'applications de l'ACV plus innovatrices :

- L'utilisation pour l'amélioration continue de la performance environnementale (identification des opportunités d'amélioration et suivi de la performance environnementale);
- L'utilisation pour les décisions d'investissements courantes (tactiques);
- L'intégration de l'ACV dans le processus de planification stratégique (par exemple pour évaluer des options de bioraffinerie forestière).

Tel que mentionné, la comparaison d'options de procédés devient beaucoup plus intéressante lorsque plusieurs outils d'ingénierie des systèmes sont utilisés simultanément. Or, la combinaison de ces outils pour la considération de préoccupations, tant économiques qu'environnementales et sociales, complexifie énormément les problématiques décisionnelles, et donc, nécessite des outils

systématiques d'aide à la décision. Aussi, le manque de lignes directrices pour l'utilisation de l'ACV pour ces diverses problématiques de prise de décisions a été soulevé.

2.4 Analyse de décisions multicritère

2.4.1 Méthodologie générale d'ADMC

Tenter d'intégrer aux problématiques de décisions plusieurs dimensions, et plus particulièrement une gamme de considérations environnementales diversifiée telles que celles couvertes par l'ACV, augmente de façon significative la complexité de celles-ci. Par conséquent, il devient nécessaire d'avoir recours à des outils systématiques tels que ceux fournis par le domaine de l'analyse de décisions multicritère (ADMC). Il est possible de distinguer entre deux type d'ADMC : l'analyse de décision multiattribut et l'optimisation multiobjectif. Dans le premier cas, le problème de décision consiste en une sélection parmi un nombre fini d'alternatives tandis que dans le deuxième, on tentera plutôt d'effectuer la synthèse d'un nombre infini (ou très élevé) d'alternatives [90]. L'emphase est ici mise sur les problèmes discrets puisque la planification environnementale implique généralement un nombre fini et relativement limité d'alternatives. L'ADMC est un processus itératif qui peut être résumé en quatre étapes:

- 1) Structuration de la problématique :
 - a. Établissement d'une liste détaillée d'objectifs décisionnels ainsi que des critères qui serviront à évaluer ces objectifs;
 - b. Génération des alternatives;
- 2) Évaluation de la performance des alternatives : évaluation de la performance de chacune des alternatives pour chacun des critères;
- 3) Évaluation des préférences des décideurs :
 - a. Expression de la préférence des décideurs pour divers niveaux d'un même critère (évaluation « intra-critère », normalisation);

- b. Expression de la préférence relative des décideurs pour plusieurs critères (évaluation « inter-critères », pondération);
- 4) Résolution de la problématique décisionnelle : comparaison finale des alternatives et analyses de sensibilité.

2.4.2 Spécification des objectifs et des critères

La spécification des objectifs et des critères, qui est sûrement l'une des étapes les plus importantes du processus de décision, est trop souvent négligée [91, 92]. Les critères servent à décrire et à mesurer la performance des différentes alternatives en fonction des objectifs sélectionnés. Il est important que ceux-ci se révèlent utiles lorsque viendra le temps de faire une sélection à partir des alternatives proposées. À cet effet, Roy [93] a introduit la notion de famille cohérente de critères de décisions. Une famille cohérente doit être exhaustive, cohésive et non redondante. Keeney et Raiffa [94] ont aussi ajouté le minimalisme à ces caractéristiques afin d'assurer que le problème de décision soit pratique et gérable. Ces quatre exigences sont définies au Tableau 2.4.

Tableau 2.4 : Exigences d'une famille cohérente de critères de décisions

Exigence	Description
Exhaustivité	La synthèse des objectifs en critères entraîne inévitablement en une perte d'information. Celle-ci doit être contrôlée afin que ce qui est omis ne puisse, en aucun cas, justifier que, pour deux alternatives ayant des performances similaires sur tous les critères retenus, l'une d'entre elle soit jugée préférable à l'autre.
Cohésion	Pour deux alternative a et b globalement indifférentes et deux autres alternatives a' et b' obtenues en dégradant la performance de a sur un critère et en augmentant celle de b sur un autre critère, l'exigence de cohésion implique que b' surclasse nécessairement a'.
Non redondance	Un critère est non redondant si sa suppression fait en sorte que l'une des deux autres exigences précédentes n'est plus satisfaite.
Minimalisme	La dimension du problème doit être aussi petite que possible afin d'assurer que le problème décisionnel soit gérable.

2.5 Combinaison des outils de GCV

Comme mentionné préalablement, ces travaux visent à proposer une méthodologie de GCV basée sur le SGE, l'ACV et l'ADMC. La section 2.5.1 présente donc comment ces outils ont été combinés dans le passé. Bien que, les SGE s'attardent généralement à la résolution de problématiques décisionnelles au niveau opérationnel, le cadre proposé doit aussi être applicable aux niveaux tactique et stratégique. L'utilisation de l'ACV pour ces deux applications sera décrite aux sections 2.5.2 et 2.5.3. Finalement, qui dit GCV, dit prise de décisions impliquant plusieurs objectifs. Pour cette raison, l'utilisation des méthodes d'ADMC combinée au SGE et à l'ACV sera aussi discutée.

2.5.1 SGE et ACV

2.5.1.1 Pertinence de l'intégration

Le Tableau 2.5 présente une comparaison entre le SGE et l'ACV.

Le potentiel de l'ACV comme outil de gestion environnementale a été reconnu par plusieurs auteurs. Plus spécifiquement, l'ACV pourrait bénéficier au SGE en assistant l'identification et l'évaluation de la signifiante des aspects environnementaux [23, 36, 95-97], en rendant le processus d'ÉPE plus objectif et scientifique [95, 96, 98, 99] et en supportant le développement de programmes environnementaux et les décisions d'investissement [36, 95, 96, 100]. Certains auteurs ont proposé des lignes directrices pour l'intégration de ces deux outils [36, 100], mais ceux-ci n'ont pas discuté l'importance des choix méthodologiques en ACV pour que cette intégration soit efficace et pertinente. Pourtant, les différences méthodologiques entre les deux outils, telles qu'illustrées au Tableau 2.5, justifient une telle analyse. Les prochaines sections présentent plus en détails l'utilisation de l'ACV pour les différentes étapes du SGE.

Tableau 2.5 : Comparaison du SGE et de l'ACV

Élément	SGE	ACV
Type d'outil	Procédural	Analytique
But	Amélioration continue	Étude des produits
Dimensions couvertes	Légale, organisationnelle et environnementale	Environnementale
Objectif	Amélioration de la performance d'une organisation et de ses produits	Amélioration de la performance d'une organisation et de ses produits
Frontières du système	Organisation « gate-to-gate »	Produit « cradle-to-grave »
Unité de référence	Année fiscale	Unité fonctionnelle
Flux de matière	Tous les flux pertinents	Flux élémentaires
Conditions d'opérations	Toutes les conditions	Conditions normales, régime permanent
Mesure de la performance	Évaluation de la performance environnementale (ÉPE)	Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV)

2.5.1.2 Identification des aspects environnementaux

Quelques approches ont été présentées visant l'utilisation de l'ACV pour l'identification des aspects environnementaux. Stewart et al. [96] ont recommandé d'utiliser seulement l'inventaire pour identifier les aspects, mais n'ont pas expliqué comment. Finalement, Zobel et al. [36] ont montré comment le cadre méthodologique de l'ACV pouvait rendre le processus d'identification des aspects plus rigoureux et transparent. Ils ont cependant limité l'analyse aux frontières de l'organisation.

2.5.1.3 Évaluation de la signifiante des aspects environnementaux

Une première approche [101] considère les étapes du cycle de vie produisant le plus d'impacts, mais sans considérer le potentiel d'amélioration de celles-ci. De plus,

l'approche proposée par ces auteurs nécessite énormément de données qui ne sont pas nécessairement disponibles (e.g. concurrents). D'un autre côté, Stewart et al. [96] ont proposé d'utiliser l'analyse de contribution, la normalisation et la pondération pour évaluer la signification des aspects, mais ils ne donnent aucun cadre spécifique concernant l'application de ces méthodes.

2.5.1.4 Établissement des programmes environnementaux

Khan et al. [100] ont tenté de montrer comment l'ACV peut-être utilisée pour développer des plans d'investissements en capital efficaces et menant à la minimisation des impacts environnementaux. L'approche qu'ils ont présentée est intéressante, mais l'ACV n'est utilisée seulement qu'à cette étape du processus de gestion. Afin que les programmes soient consistants avec les objectifs et cibles, il faudrait que l'ACV soit utilisée dès le début du processus de planification environnementale.

2.5.2 ACV, ADMC et projets d'investissement reliés aux procédés

2.5.2.1 Analogie entre ACV et ADMC

Plusieurs auteurs ont discuté de l'analogie entre la méthodologie générale de l'ACV et celle de l'ADMC (voir Tableau 2.6) ainsi que de la description de l'ACV comme un problème spécifique d'ADMC visant la résolution de compromis entre des objectifs environnementaux multiples [102-107]. Selon ces auteurs, les avantages de l'utilisation des concepts de l'ADMC dans le contexte de l'ACV incluent :

- La facilitation de la sélection des catégories d'impacts;
- Une distinction plus claire entre les éléments objectifs et subjectifs de l'ACV;
- Des lignes directrices pour la collaboration avec les différentes parties prenantes.

L'intégration de l'ACV dans une problématique plus large de prise de décision est rarement abordée.

Tableau 2.6 : Analogie entre ACV et ADMC

Élément d'ADMC		Élément d'ACV équivalent	
<i>1) Structuration de la problématique</i>		<i>Définition de l'objectif et du champ de l'étude</i>	
	Définition des objectifs		Sélection des catégories d'impact
	Spécification des indicateurs		Sélection des méthodes de caractérisations
	Génération des alternatives		Génération des alternatives
<i>2) Modélisation de la performance des alternatives</i>		<i>Définition de l'unité fonctionnelle et des frontières, analyse de l'inventaire, évaluation des impacts (caractérisation)</i>	
<i>3) Évaluation des préférences des décideurs</i>		<i>Évaluation des impacts (normalisation et pondération)</i>	
	Définition de la fonction d'utilité		Normalisation
	Définition des facteurs de pondération		Définition des facteurs de pondération
<i>4) Comparaison des alternatives</i>		<i>Évaluation des impacts (agrégation) et interprétation</i>	
	Évaluation des alternatives		Agrégation
	Analyses de sensibilité		Interprétation

2.5.2.2 Famille cohérente de critères

Lors d'une ACV, il est nécessaire de choisir quelles catégories d'impacts seront incluses. Si l'ACV doit servir d'outil d'aide à la décision, il est nécessaire de s'assurer que les indicateurs sélectionnés représentent une famille cohérente (voir définition section 2.4.1). Chevalier et Rousseaux [106] argumentent que les méthodes de

caractérisation existantes ne respectent pas les critères d'exhaustivité et de cohésion pour les raisons suivantes :

- Dans la plupart des ACV, le décideur utilise seulement des catégories d'impact prédéfinies;
- Certaines catégories d'impact sont dépendantes;
- Tous les flux d'inventaires ne sont pas inclus dans une catégorie d'impact.

Ils proposent donc une méthode alternative pour la classification des impacts basée sur une analyse systématique et une modélisation en impacts de tous les flux d'inventaire par les décideurs. Cette méthode est difficilement utilisable, car des décideurs qui voudraient prendre une décision devraient :

- Avoir le temps et les ressources d'étudier en détail les centaines de flux d'inventaire;
- Posséder les connaissances nécessaires pour attribuer les impacts correspondants à chacun de ces flux.

Une variante de cette approche, proposée par Seppälä, Norris et Basson [107], consiste à étudier seulement les différences significatives entre les alternatives concernant les données d'inventaire. Cette méthode nécessite quand même une évaluation détaillée de chacune des substances et que l'on prenne une décision quant à savoir si une différence est significative ou non avant même de connaître l'impact environnemental potentiel dû à cette substance. Ces auteurs proposent aussi une méthode classique basée sur les domaines généraux de préoccupation consistant à appliquer les méthodes de caractérisation existantes. Il y a donc une opportunité de développer une méthodologie qui puisse atteindre les critères de cohérence tout en étant pratique pour les décideurs.

2.5.2.3 *ACV et prise de décisions reliée aux procédés*

La conception en rétro-installation consiste en la modification ou la modernisation d'un procédé existant afin d'en améliorer la performance. Les raisons d'une telle modification peuvent inclure l'amélioration de la performance économique d'un procédé en réduisant ou changeant les matières premières, l'amélioration de la qualité du produit, la réduction des impacts environnementaux, etc. L'objectif principal est donc de choisir parmi diverses options de procédé celle qui représente le meilleur compromis entre tous les objectifs ciblés par la modernisation.

L'ingénierie des systèmes de procédés (ISP) est le domaine du génie chimique concerné par la compréhension et le développement de procédures systématiques pour la conception et l'opération des procédés chimiques [108]. Si l'ISP a traditionnellement mis l'accent sur les aspects économiques et techniques, l'intégration des considérations environnementales dans les problématiques de décisions reliées aux procédés est de plus en plus traitée dans la littérature [20, 109-120]. Quelques approches intégrant les impacts environnementaux et, plus spécifiquement, les aspects cycle de vie ont vu le jour dans la communauté. La plupart de ces approches sont plus adaptées au processus de conception de nouveaux procédés. Quelques méthodes sont présentées au Tableau 2.7. Aucune de ces méthodes n'investigue l'effet des choix méthodologiques en ACV sur la prise de décisions.

Tableau 2.7 : Approches intégrant l'ACV dans le processus de conception

Approche	Description
Méthodologie pour la minimisation des impacts environnementaux [111-114]	Méthodologie visant la réduction des impacts environnementaux liés aux systèmes de procédés en intégrant l'ACV dans des problèmes classiques d'optimisation des procédés
Outils d'optimisation et de synthèse des procédés pour la conception environnementale [121]	Utilisation des résultats de l'ACV pour générer une famille d'indicateurs environnementaux qui seront utilisés comme objectifs d'optimisation
Méthodologie pour la conception de procédés durables [110]	Méthodologie permettant l'identification d'alternatives de procédés plus durables en intégrant la pensée cycle de vie dès le début du processus de conception
Méthodologie pour la conception en rétro-installation incluant les aspects produit et procédé [122]	Méthodologie pour la prise de décisions qui utilise les données relatives aux procédés, aux coûts et à l'environnement (ACV)

2.5.3 ACV et planification stratégique

La planification stratégique est le procédé au cours duquel une organisation définit ses objectifs à long terme (stratégies) et prend des décisions concernant l'imputation de ses ressources afin d'implanter ces stratégies. La planification stratégique vise la durabilité à long terme de l'entreprise et vise la création de valeur de façon différente par rapport aux compétiteurs.

L'ACV prospective⁶ permet d'analyser systématiquement les conséquences environnementales de différentes alternatives futures. Elle vise la prise de décisions impliquant une vision à long terme. Ce domaine d'étude est plutôt jeune et, par conséquent, il n'y a pas beaucoup de littérature sur le sujet.

⁶ Dans la littérature reliée à l'ACV, la notion d'ACV prospective est souvent employée comme un synonyme d'ACV conséquentielle. Or, en utilisant cette notation, une ACV prospective pourrait concerner le passé. Ici, on emploie plutôt le terme prospectif pour référer à tout ce qui concerne le futur.

Par contre, il existe de nombreux exemples d'application de l'ACV pour l'élaboration de politiques publiques. Par exemple, il a été démontré que l'ACV pouvait être utile pour le développement de politiques concernant la gestion de l'eau potable et usée [123, 124], de l'énergie [125-128], des déchets et de recyclage [129, 130], des systèmes de transport [125, 128, 131], etc.

Dans la plupart des études, des scénarios sont utilisés pour refléter l'incertitude reliée à la prédiction des technologies qui seront implantées dans le futur. L'importance d'inclure tous les changements potentiels dans la performance environnementale est discutée [123, 124, 127]. Pourtant, les études sont presque toutes attributionnelles et donc les conséquences environnementales indirectes (sur d'autres systèmes) ne sont presque jamais considérées. De plus, aucune analyse de sensibilité sur le choix des indicateurs n'a été proposée. Finalement pour l'utilisation de l'ACV pour la planification stratégique de politique, il a été souligné qu'il était nécessaire de :

- Combiner l'ACV avec d'autres outils [90];
- Inclure seulement les parties du système technologique les plus affectées par la décision afin de réduire la complexité du problème [90];
- Élargir les frontières pour inclure les conséquences indirectes (ACV-C) dans la mesure où l'incertitude générée n'est pas supérieure à l'information utile générée [90, 129];
- Pondérer les impacts environnementaux [127];
- Gérer l'incertitude [128].

Tous les exemples discutés précédemment concernent l'élaboration de politiques. Les exemples de l'ACV pour la planification stratégique au niveau « entreprise » sont beaucoup moins nombreux. Dans cet ordre d'idée, Hugo et Pistikopoulos [90] ont proposé une méthodologie permettant la conception et l'optimisation de réseaux de chaînes logistiques dans l'industrie des procédés intégrant l'impact environnemental tel

que calculé par l'ACV. Ces auteurs ont sélectionné une méthode d'impact, mais n'ont pas évalué l'effet de ce choix sur les résultats du problème d'optimisation. Aussi, Rebitzer et Buxmann [114] décrivent comment l'ACV est intégrée aux pratiques de gestion chez Alcan, incluant la planification stratégique. Les auteurs discutent surtout du niveau de détails requis pour les diverses applications, et ce, sans trop s'attarder à l'importance des autres choix méthodologiques pour la prise de décisions.

2.6 Synthèse de la revue bibliographique

L'industrie papetière canadienne a manifesté son intérêt pour les pratiques de gestion durable. Or, bien que les SGE soient l'un des principaux outils de gestion environnemental de l'industrie papetière, ils ne permettent pas d'atteindre cet objectif. Le concept de GCV, quant à lui, vise justement à systématiser l'incorporation de la notion de durabilité dans les stratégies d'une entreprise et ses activités de planification. Pour assurer son succès, la GCV doit bâtir sur les systèmes existants, tels que les SGE, au sein d'une entreprise et ne doit pas être vue comme un outil unique, mais bien un cadre flexible d'application de divers outils, visant l'intégration des différentes dimensions (économique, sociale, environnementale) d'une entreprise.

Parmi ces outils, l'ACV étend l'évaluation des impacts environnementaux à tout le cycle de vie des produits et services d'une organisation et l'ADMC permet la prise en compte systématique d'une multitude de problématiques environnementales dans les processus décisionnels. Il y a donc une opportunité de combiner l'ACV et l'ADMC aux SGE afin d'harmoniser diverses problématiques décisionnelles telles que soulevées par la revue des applications de l'ACV dans l'industrie papetière.

Dans ce contexte, l'ACV a démontré son utilité pour les quatre applications présentées préalablement. Cependant, les études sont plus rares en ce qui concerne son utilisation pour la prise de décisions reliée aux procédés manufacturiers, et ce, plus particulièrement dans le cas de l'industrie papetière. En outre, le manque de lignes directrices concernant les choix méthodologiques d'ACV pour chacune de ces problématiques décisionnelles liées à la conception et l'amélioration de procédés a été soulevé. Plus spécifiquement, l'investigation des choix méthodologiques reliés à l'établissement des frontières du système, à la définition d'une famille cohérente de critères de décision basés sur les indicateurs d'ÉICV et à la normalisation est primordiale.

Premièrement, il a été discuté que deux principales approches, l'ACV-A et l'ACV-C, pouvaient être utilisées pour l'établissement des frontières du système et pour l'inventaire. L'ACV-C permet l'élargissement des frontières d'une ACV pour tenir compte des effets indirects d'une modification du procédé sur d'autres systèmes. Cette méthode évite d'avoir recours à des procédures d'allocation arbitraires. Tel que démontré pour le cas de la réhabilitation des sols, les conséquences environnementales indirectes qui ne sont normalement pas considérées lors d'une ACV classique (ACV-A) peuvent être supérieures aux conséquences directes (i.e. à l'intérieur du cycle de vie du système étudié). Les études étudiant les conséquences environnementales indirectes (i.e. sur d'autres systèmes) étant peu nombreuses, il est impossible de généraliser cette conclusion. De plus, aucune des applications de l'ACV-C n'a été réalisée dans le cadre de la conception de procédés. Aussi, le bénéfice d'éviter l'imputation dans le contexte du recyclage du papier a été démontré, mais il n'existe aucune étude de cas démontrant ces bénéfices dans le contexte décisionnel de la conception de procédés.

Deuxièmement, la problématique du choix des catégories d'impact en ACV a été soulevée. Il a été discuté que l'utilisation du cadre méthodologique de l'ADMC pouvait faciliter celui-ci. Toutefois, les méthodes proposées pour le choix des indicateurs

d'ACV soit ne sont pas pratiques soit ne permettent pas de répondre aux critères de validité pour la prise de décisions (cohérence).

Troisièmement, la normalisation joue un rôle crucial pour la prise de décisions car elle rend les indicateurs comparables en les exprimant tous sur une même échelle et surtout, parce qu'elle permet de contextualiser les résultats. Pour ce, les méthodes de normalisation externes sont particulièrement pertinentes. Cependant, les données requises pour supporter une telle méthode ne sont pas toujours disponibles et le résultat n'apporte pas nécessairement de l'information utile pour la prise de décisions reliée aux procédés. D'un autre côté, dans le contexte d'un cadre de GCV, la normalisation externe constitue une excellente opportunité de concrétiser l'évaluation de la signifiante des aspects environnementaux.

À la lumière des travaux évalués lors de la revue bibliographique, il est possible de formuler la proposition de recherche suivante.

Proposition :

L'intégration de l'ACV et de l'ADMC aux SGE permet une gestion environnementale plus alignée avec les objectifs de développement durable et plus pertinente en en élargissant les frontières et en permettant l'évaluation de problématiques décisionnelles opérationnelles, tactiques et stratégiques.

Les questions de recherche suivantes découlent de la proposition précédente.

Question de recherche #1 :

Comment l'ACV et l'ADMC peuvent-elles être intégrées au SGE afin de :

- Identifier les opportunités d'amélioration de la performance environnementale (GCV opérationnelle);
- Effectuer le suivi de la performance environnementale (GCV opérationnelle);
- Évaluer les décisions d'investissements courantes (GCV tactique);
- Faciliter la planification stratégique (GCV stratégique)?

Question de recherche #2 :

Quelle est la pertinence de l'ACV-A et de l'ACV-C dans le contexte d'un cadre de GCV mettant l'accent sur la conception des procédés?

Question de recherche #3 :

Comment les indicateurs d'ÉICV peuvent-ils être utilisés pour établir une famille cohérente de critères de décisions.

Question de recherche #4 :

Comment la normalisation en ACV peut elle être utilisée pour évaluer les signifiante des impacts environnementaux.

CHAPITRE 3: MÉTHODOLOGIE

“The problem is never how to get new, innovative thoughts into your mind, but how to get old ones out. Every mind is a building filled with archaic furniture. Clean out a corner of your mind and creativity will instantly fill it.”

Dee Hock (1929-), Fondateur de Visa

3.1 Objectifs des travaux

Basés sur la proposition et les questions de recherche énoncées précédemment, les objectifs suivants sont proposés.

3.1.1 Objectif principal

- 0) L'objectif général de cette thèse est de proposer un cadre méthodologique pour l'implantation de la GCV dans l'industrie papetière construisant qui construit sur la structure décisionnelle des SGE et intègre l'ACV ainsi que l'ADMC.

3.1.2 Objectifs spécifiques

- 1) Illustrer comment le cadre méthodologique proposé permet de répondre aux quatre applications suivantes :
 - a. L'identification des opportunités significatives d'amélioration de la performance environnementale (GCV opérationnelle);
 - b. Le suivi de la performance environnementale (GCV opérationnelle);
 - c. La prise de décisions pour les projets d'investissements courants (GCV tactique);
 - d. La planification stratégique (GCV stratégique);
- 2) Évaluer la pertinence des deux approches d'établissement des frontières et d'inventaire (ACV-A et d'ACV-C) pour chacune des applications mentionnées

préalablement et, plus particulièrement dans le contexte de la conception des procédés;

- 3) Proposer une méthode pratique d'établissement d'une famille cohérente de critères de décision basés sur des indicateurs d'ÉICV;
- 4) Développer une méthode de normalisation externe spécifique pour l'évaluation de la signifiante des aspects environnementaux ainsi que pour la prise de décisions reliée aux procédés (conception);
- 5) Illustrer les quatre objectifs précédents à l'aide d'études de cas :
 - a. Identification des opportunités environnementales et suivi de la performance à une usine de papier journal;
 - b. Implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal;
 - c. Bioraffinerie forestière à des usines kraft.

3.2 Approche générale

L'approche méthodologique générale qui a été employée dans ce projet est schématisée à la Figure 3.1.

La problématique a d'abord été définie à l'aide de discussions avec les partenaires industriels. Suite à cette définition, un cadre préliminaire de GCV a été proposé basé sur la revue de littérature. Ensuite les besoins spécifiques des partenaires industriels ont été traduits en deux modèles d'ACV : l'un pour une usine de papier journal (Tembec) et l'autre pour une usine kraft intégrée (Domtar).

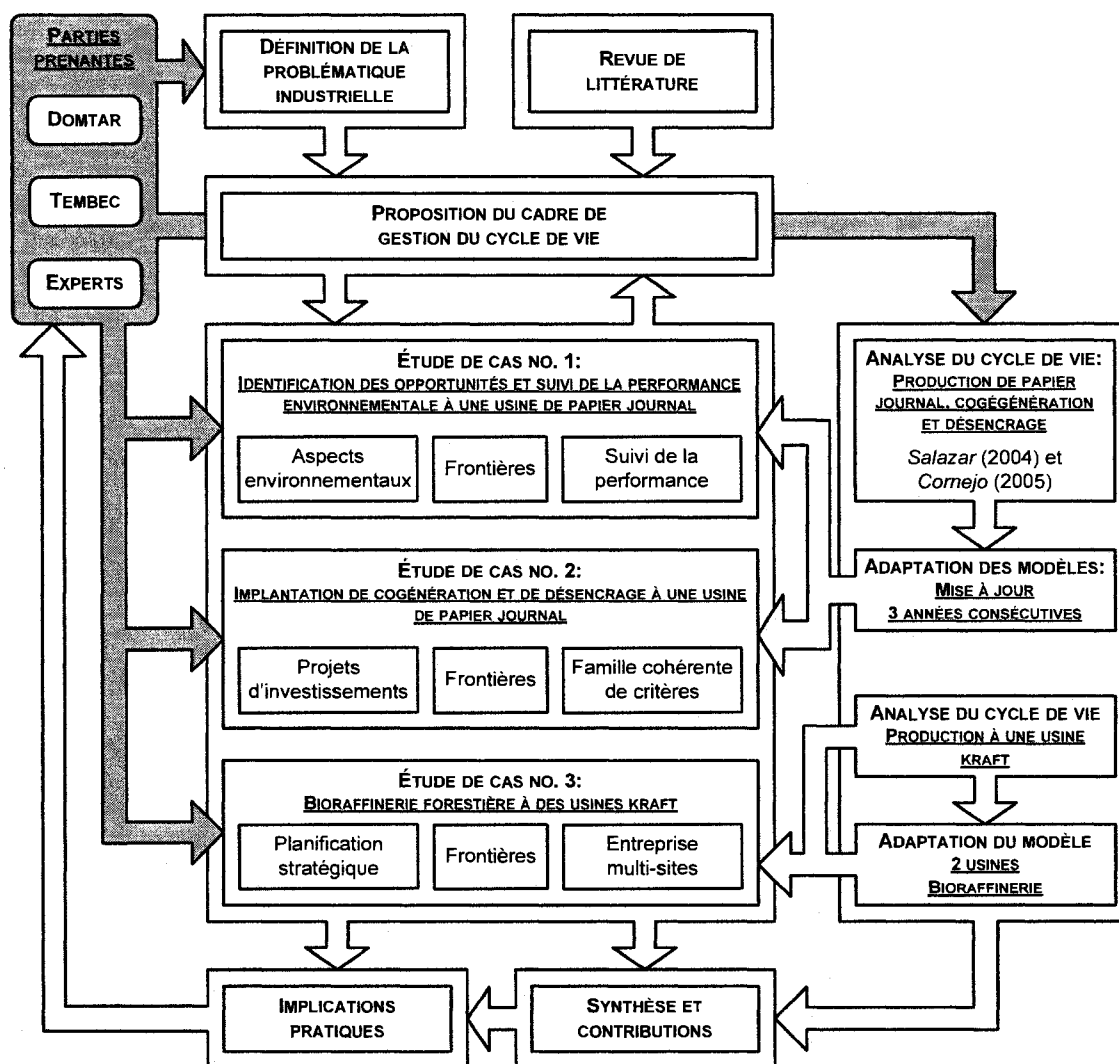


Figure 3.1 : Représentation schématique de la méthodologie

Le modèle pour l'usine de papier journal a d'abord été établi par Salazar [13] puis modifié par Cornejo [132] afin de modéliser différentes options de cogénération et de désencrage. Pour les fins des travaux de cette thèse, ces modèles ont été mis à jour et modifiés (voir section 3.3.1.2).

Il est important de souligner que l'ACV définie dans le cadre de la relation industrielle avec Domtar (présentée à l'Annexe J) comportait deux volets : 1) l'évaluation du profil environnemental de cette usine et 2) l'évaluation des conséquences environnementales

de l'implantation d'un procédé de désencrage substituant une portion de la pâte vierge. Seul le premier volet a été utilisé dans le cadre de ces travaux. Le modèle a aussi été adapté pour les besoins des études de cas (voir section 3.3.2.2).

Trois études de cas ont été définies afin d'illustrer le cadre méthodologique proposé et de répondre aux objectifs de recherche:

- **Étude de cas #1** : Identification des opportunités et suivi de la performance à une usine de papier journal;
- **Étude de cas #2** : Implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal;
- **Étude de cas #3** : Bioraffinerie forestière à des usines kraft.

Tel qu'illustré au Tableau 3.1, chacune de celles-ci permet d'atteindre les divers objectifs de la thèse. Celles-ci construisent sur les modèles ACV et ont été établies avec ou sans l'aide des partenaires industriels. Plus particulièrement dans le cas de l'étude de cas #3, des discussions avec des experts ont été nécessaires afin de modéliser les systèmes étudiés.

Tableau 3.1 : Lien entre les objectifs et les études de cas

Étude de cas	Objectif										
	0	1a	1b	1c	1d	2	3	4	5a	5b	5c
1) Identification des opportunités et suivi de la performance environnementale à une usine de papier journal (opérationnel)	X	X	X		X	X		X	X		
2) Implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal (tactique)			X			X	X	X		X	
3) Bioraffinerie forestière à des usines kraft (stratégique)				X		X					X

Les prochaines sections décrivent, dans un premier temps, les ACV qui ont été effectuées sur les deux usines et, dans un deuxième temps, leur utilisation, au travers des trois études de cas, afin d'illustrer le cadre de GCV proposé.

3.3 ACV des deux usines à l'étude

3.3.1 Usine intégrée de papier journal

3.3.1.1 Description des procédés

Le système étudié est une usine intégrée de papier journal située dans le nord de l'Ontario. Le papier est produit à partir de pâte thermomécanique (PTM, 81%) et de pâte désencrée (PD, 19%).

La PTM est produite à partir de copeaux de résineux (épinette) dont environ la moitié provient d'une scierie située sur le site de l'usine. Cette scierie reçoit des rondins qui sont livrés par camions. Ceux-ci sont écorcés et transformés en bois d'œuvre. Ce procédé génère deux coproduits : les copeaux et les résidus de bois. Tous les copeaux sont utilisés par l'usine de papier, mais la quantité n'est pas suffisante. Il est donc nécessaire d'en acheter à d'autres scieries locales. La production de PTM est un procédé à haut rendement, mais qui consomme beaucoup d'électricité dû au raffinage. Une partie de l'énergie est toutefois récupérée sous forme de vapeur qui est utilisée pour le séchage du papier.

La pâte désencrée, quant à elle, est produite à partir de papier récupéré provenant de plusieurs grandes villes. Le procédé de désencrage a un rendement beaucoup plus faible dû aux contaminants qui sont séparés de la pâte et à la perte de fibre (boues de désencrage).

La pâte est ensuite blanchie et alimentée à quatre machines à papier qui mettent la feuille en forme et en éliminent l'eau à l'aide de vapeur afin de produire le papier

journal qui est distribué par camion et par train en Ontario, au Québec et aux États-Unis.

La vapeur requise pour le procédé est produite à partir des résidus de bois, de gaz naturel et d'une partie des boues d'effluent et de désencrage. Les résidus de bois proviennent des mêmes scieries qui fournissent les copeaux. L'électricité nécessaire au procédé est presque entièrement achetée du réseau électrique local (charbon : 33%, nucléaire : 39%, hydroélectricité : 28%). Les effluents de l'usine sont traités à l'aide d'un traitement primaire (décantation) et d'un traitement secondaire (traitement par boues activées). Les boues d'effluent et de désencrage sont déshydratées pour être soit brûlées soit enfouies dans un site d'enfouissement sur le site de l'usine.

3.3.1.2 Présentation et adaptation de l'ACV

L'ACV de la production de papier journal à cette usine a été effectuée par Salazar [13] et Cornejo [132]. Les modèles disponibles ont été adaptés pour ajouter les opérations forestières et mis à jour avec la banque de données *ecoinvent* (www.ecoinvent.ch). Un résumé du modèle adapté est présenté au Tableau 3.2.

Tableau 3.2 : ACV de la production de papier journal

Élément d'ACV	Description
1. Définition de l'objectif et du champ de l'étude	
Unité fonctionnelle	Production annuelle de papier journal
Frontières du système	De la forêt à la distribution du papier journal aux clients de l'usine
2. Analyse de l'inventaire	
Avant-plan	Données spécifiques à l'usine
Arrière-plan	Banque de données <i>ecoinvent</i> modifiée pour le réseau électrique nord-américain
Logiciel	SimaPro 7
3. Évaluation des impacts (ÉICV)	
Méthode d'ÉICV	Étude de cas #1 : <i>TRACI</i>
	Étude de cas #2 : <i>TRACI</i> , <i>IMPACT 2002+</i> , <i>LUCAS</i>
Normalisation	Étude de cas #1 : Cas de base
	Étude de cas #2 : Cas de base, <i>TRACI</i> , meilleure option, BAT
Pondération	Analyses de sensibilité
4. Interprétation	
Résultats utilisés et interprétés selon les applications	

3.3.2 Usine kraft intégrée

3.3.2.1 Description des procédés

Le deuxième système étudié est une usine kraft intégrée produisant différents grades de papier (85%), de la pâte de feuillus marchande (13%) et de la pâte de résineux marchande (2%). L'usine est située dans le sud-est des États-Unis. Les paragraphes suivants en résument le procédé. Plus de détails, ainsi que les diagrammes d'écoulements sont disponibles à l'Annexe J.

Les rondins, les copeaux et l'écorce utilisée pour produire de l'énergie sont livrés à l'usine par camion ou par train où ils sont entreposés dans la cour à bois. Les rondins sont ensuite acheminés à l'atelier de préparation du bois où l'écorce est enlevée (écorçage) et où ils sont déchiquetés en copeaux (mise en copeaux). Les résidus des

procédés d'écorçage et de tamisage sont mélangés à l'écorce achetée afin d'être utilisés dans la chambre des bouilloires.

L'usine possède trois lignes de pâte : deux lignes de feuillus et une ligne de résineux. Les deux lignes de pâte de feuillus sont constituées d'une série de lessiveurs discontinus. Pour la mise en pâte de résineux, il s'agit plutôt d'un lessiveur en continu. La mise en pâte s'effectue à l'aide de liqueur blanche. La liqueur de cuisson est récupérée pour être régénérée à l'aide de deux lignes de récupération. Les deux types de pâtes sont blanchis à l'aide du procédé au dioxyde de chlore. La pâte produite est soit acheminée aux machines à papier soit séchée et vendue (pâte marchande).

La vapeur nécessaire au procédé provient de différents combustibles :

- Solides de liqueur noire;
- Résidus de bois générés sur le site et écorce achetée;
- Charbon;
- Gaz naturel;
- Mazout;
- Etc.

Des turbines à contre-pression et un condenseur fournissent une grande partie des besoins en électricité. Le restant provient du réseau local (80% charbon, 20% gaz naturel).

Les déchets produits par le procédé sont principalement gérés sur le site. Les procédés de gestion des déchets incluent :

- Le traitement des effluents et des boues;
- L'enfouissement des boues;
- L'enfouissement des dépôts et impuretés (« dregs » et « grits »);
- L'entreposage des cendres;

- L'enfouissement des déchets généraux.

Une partie des boues d'effluents est aussi vendue pour être valorisée.

3.3.2.2 Présentation et adaptation de l'ACV

Les détails de l'ACV réalisée sur cette usine sont présentés à l'Annexe J et résumés au Tableau 3.3.

Tableau 3.3 : ACV de la production à une usine kraft intégrée

Élément d'ACV	Description
1. Définition de l'objectif et du champ de l'étude	
Unité fonctionnelle	Production de papier, pâte et coproduits à l'usine kraft
Frontières du système	De la forêt à la distribution des produits
2. Analyse de l'inventaire	
Avant-plan	Données spécifiques à l'usine
Arrière-plan	Banque de données <i>ecoinvent</i> modifiée pour le réseau électrique nord-américain
Logiciel	SimaPro 7
3. Évaluation des impacts (ÉICV)	
Méthode principale d'ÉICV	IMPACT 2002+
Normalisation	Profil environnemental initial de l'usine, méthode IMPACT 2002+, distance au BMT
Pondération	Analyses de sensibilité
4. Interprétation	
Résultats utilisés et interprétés selon les applications	

Pour les besoins de l'étude de cas #3, le modèle a été dupliqué pour représenter une autre usine kraft aux caractéristiques différentes. L'usine originale (usine #1) produit

2820 t/j de papier et de pâte marchande (85%, 15%) et consomme 23 GJ/t de vapeur (17 GJ/t pour le procédé, 6 GJ/t pour la production d'électricité). Elle produit de la pâte à la fois de feuillus et de résineux. Les effluents sont traités par le biais d'une lagune aérée surdimensionnée et les boues sont en partie vendues pour être valorisées et en partie enfouies.

L'usine modifiée (usine #2) produit 1630 t/j de papier et de pâte marchande (95%, 5%) et consomme 21 GJ/t de vapeur (19 GJ/t pour le procédé, 2 GJ/t pour la production d'électricité). Elle produit uniquement de la pâte de feuillus, mais achète de la pâte de résineux d'une autre usine située à environ 500 km. Le système de traitement, aussi une lagune aérée, est au maximum de sa capacité. Les boues sont enfouies. Plus de détails sont fournis à l'Annexe K.

3.4 Études de cas

Les trois études de cas élaborées à partir des modèles d'ACV des deux usines présentées précédemment sont discutées dans les sections suivantes.

3.4.1 Étude de cas #1 : Identification des opportunités environnementales et suivi de la performance à une usine de papier journal

Le principal objectif de cette étude de cas est d'illustrer, dans son ensemble, le cadre méthodologique de GCV proposé. Pour ce faire les étapes suivantes sont effectuées :

- Identification des aspects environnementaux (problème opérationnel);
- Rangement des aspects selon leur signification (problème tactique);
- Comparaison de programmes environnementaux proposés afin de mitiger les aspects significatifs (problème tactique);
- Suivi de la performance environnementale dans le temps et mise à jour de la liste des aspects (problème opérationnel).

L'ACV de la production de papier journal a été utilisée pour cette étude de cas (voir section 3.3.1.2). Afin de montrer comment le cadre méthodologique proposé est applicable afin d'effectuer le suivi de la performance environnementale dans le temps, il a été nécessaire de modifier le modèle d'ACV dans le but de représenter trois années d'opérations.

3.4.2 Étude de cas #2 : Implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal

3.4.2.1 Objectifs et description générale

Cette étude de cas a deux principaux objectifs :

- Montrer l'importance de l'expansion des frontières du système lors de l'évaluation de projets d'investissements;
- Illustrer l'application du cadre méthodologique proposé et, plus spécifiquement, l'intégration de l'ACV et de l'ADMC ainsi que la méthode pour l'établissement d'une famille cohérente de critères de décision.

Bien que l'implantation de la cogénération et, plus particulièrement, du désencrage, risque d'avoir des implications au-delà de l'environnement direct du système à l'étude, cette étude de cas a été considérée comme un exemple de projet tactique car la fonction principale de système n'est pas modifiée (i.e. produire du papier journal).

Cette étude de cas est aussi basée sur le modèle d'ACV pour l'usine de papier journal (voir section 3.3.1.2). Toutefois, quatre options de procédés visant à réduire la dépendance de l'usine au réseau électrique local, ayant été définies dans des travaux précédents [133], serviront de base pour les analyses.

3.4.2.2 *Importance de l'expansion des frontières*

Deux approches pour la définition des frontières sont comparées pour cette étude de cas : l'approche attributionnelle (ACV-A) et l'approche conséquentielle (ACV-C). Plus spécifiquement, l'étude de cas évalue les trois aspects suivants qui sont des caractéristiques propres à soit l'ACV-A soit l'ACV-C :

- L'effet de l'inclusion des systèmes affectés (ACV-C);
- L'effet du choix de la technologie marginale versus de la technologie moyenne (ACV-C);
- L'effet du choix d'une procédure d'imputation (ACV-A).

3.4.2.3 *Application du cadre méthodologique*

Un des principaux objectifs de l'étude de cas #2 est d'illustrer l'intégration de l'ACV et de l'ADMC ainsi que l'importance des différents choix méthodologiques pour cette intégration. Les analyses présentées au Tableau 3.4 sont effectuées dans ce contexte. Les conclusions de cette intégration pourront ensuite être transposées au cadre méthodologique proposé.

Tableau 3.4 : Analyses effectuées dans le cadre de l'étude de cas #2

Étape d'ADMC	Description des analyses
Structuration de la problématique	
Spécification des objectifs et génération des alternatives	Les alternatives ont été générées afin de répondre à des objectifs non environnementaux [133].
Établissement d'une famille cohérente de critères	Cette étape doit réfléchir les objectifs définis préalablement. Dans cette étude, de nouveaux objectifs environnementaux sont définis sur la base des méthodes d'ÉICV existantes. Cette étape est exécutée parallèlement à la suivante.
Évaluation de la performance des alternatives	
Établissement des frontières du système	Les frontières sont élargies afin d'inclure les conséquences environnementales indirectes.
Inventaire et caractérisation	L'inventaire a été compilé et différentes méthodes de caractérisation ont été appliquées afin de tester la méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères.
Normalisation	La méthode de normalisation proposée (BAT) est comparée à d'autres méthodes de normalisation typiques.
Évaluation des préférences	
Évaluation « intra-critère »	Cette étape est effectuée de façon simplifiée : il est supposé que la préférence des décideurs pour différents niveaux d'un même indicateur varie linéairement avec sa valeur normalisée.
Évaluation « inter-critères »	Des analyses de sensibilité sur les facteurs de pondération sont effectuées.
Résolution de la problématique décisionnelle	
Les résultats sont agrégés (somme pondérée) et les alternatives comparées.	

3.4.3 Étude de cas #3 : Bioraffinerie forestière à des usines kraft

3.4.3.1 Objectifs

Cette étude de cas vise trois principaux objectifs :

- 1) Montrer l'importance de l'expansion des frontières dans le cas d'une étude prospective impliquant la modification drastique des procédés étudiés;

- 2) Adapter la méthode de normalisation proposée afin qu'elle soit appropriée pour une modification des procédés non couverte par les BAT;
- 3) Illustrer l'application du cadre méthodologique pour la planification stratégique.

Le cas de la bioraffinerie forestière est un bel exemple de problème stratégique, car les implications environnementales associées sont probablement bien au-delà de l'environnement direct du système à l'étude et les fonctions de celui-ci sont significativement modifiées. De plus, ce problème est particulièrement intéressant puisqu'il revêt un caractère hautement prospectif et implique plusieurs usines plutôt qu'une seule.

3.4.3.2 Description générale de l'étude de cas

Une compagnie papetière fictive qui possède plusieurs usines kraft veut implanter un procédé de bioraffinerie pour produire de l'acide polylactique (PLA) à l'une d'elles. Deux choix sont disponibles et ceux-ci sont comparés au Tableau 3.5.

Tableau 3.5 : Options pour la production de PLA

Caractéristique	Option 1	Option 2
Nomenclature	Usine #1	Usine #2
Localisation	Sud-est des États-Unis	Québec
Procédé de production de l'acide lactique (LA)	Sur site	Sur site
Usine de polymérisation	Située à 1000 km	Sur site
Client	Situé à 1200 km	Situé à 40 km
Produit substitué	Polystyrène (PS – Fenêtres d'enveloppe)	Polyéthylène terephthalate (PET – Bols de plastiques)

Si l'investissement en capital à l'usine #1 est moindre (production d'acide lactique seulement), cette option génère potentiellement moins de revenus que l'implantation du procédé de production de PLA à l'usine #2 (produit à plus haute valeur ajoutée).

L'ACV de la situation initiale pour l'usine #1 correspond exactement à celle présentée au Tableau 3.3 (et à l'Annexe J). Cette ACV a été modifiée pour refléter les conditions initiales de l'usine #2 dont, notamment, le type et la quantité de pâte produits, le profil énergétique et le traitement des effluents. Finalement, les bilans et l'ACV de la production de PLA sont présentés à l'Annexe K.

3.4.3.3 *Méthodologie d'ACV prospective*

Afin de résoudre les problèmes d'ACV prospective, il existe plusieurs approches dont l'extrapolation des tendances actuelles (estimant qu'à court terme, le futur est une extension logique du passé) et le recours à des experts fournissant des estimations pour les données du futur [87, 134-136]. Pour ce projet, une combinaison de ces deux approches est utilisée :

- Les changements survenant dans le procédé de production du papier dus à l'implantation de procédé de bioraffinerie ont été modélisés en utilisant la connaissance de ces procédés (extrapolation du présent);
- Le procédé de production de l'acide lactique est tiré de la littérature [137-144];
- Les produits substitués ainsi que l'effet de la substitution ont été identifiés suite à des discussions avec des experts.

3.4.3.4 *Importance de l'expansion des frontières*

Afin de montrer l'importance de l'expansion des frontières, deux approches d'ACV sont comparées :

- L'approche classique (ACV-A) où les fenêtres d'enveloppe de PLA sont comparées à celle de PS et les bols de PLA, aux bols de PET;
- L'approche par expansion des frontières (ACV-C) où la conséquence nette de substituer le PS ou le PET est calculée.

Il faut souligner que, dans le cas de l'approche classique, trois méthodes d'imputation sont comparées.

3.4.3.5 Adaptation de la méthode de normalisation

Une méthode de normalisation basée sur la distance à la cible (BAT) est proposée. Or, dans le cas de la bioraffinerie forestière, les BAT ne sont pas disponibles. Pour cette raison la méthode est adaptée et illustrée à l'aide de l'étude de cas.

3.4.3.6 Démonstration du cadre méthodologique

Le cadre méthodologique proposé est démontré pour la planification stratégique. Une procédure simplifiée est utilisée afin de d'illustrer comment les aspects environnementaux peuvent être identifiés et mis à jour suite à l'implantation d'un projet stratégique.

CHAPITRE 4: SYNTHÈSE

« Le progrès rapetisse la terre et grandit l'homme. »

Victor Hugo (1802-1885), Philosophie prose

4.1 Présentation des articles

Les articles inclus dans cette thèse et disponibles aux Annexes A à H respectivement sont présentés dans les paragraphes suivants.

ARTICLE #1 :

C. Gaudreault, R. Samson and P. R. Stuart, « Life Cycle Thinking in the Pulp and Paper Industry, Part I: Current Practices and Most Promising Avenues, » *Tappi Journal*, vol. 6, no. 7, pp. 25-31, 2007.

Cet article est une revue des applications de l'ACV dans l'industrie papetière.

Les applications les plus prometteuses y sont identifiées.

ARTICLE #2 :

C. Gaudreault, R. Samson and P. R. Stuart, "Life Cycle Thinking in the Pulp and Paper Industry, Part 2: LCA Studies and Opportunities for Development," *Tappi Journal*, vol. 6, no. 8, pp. 3-10, 2007.

Cet article est la suite de la revue présentée à l'Article #1. Les méthodes utilisées dans les études évaluées sont analysées et les forces et faiblesses identifiées. Les opportunités de développement sont discutées.

ARTICLE #3 :

C. Gaudreault, U. Wising, G. Martin, R. Samson and P. R. Stuart, "Environmental Benchmarking of Energy-Related Kraft Mill Modifications using LCA", *accepté par Pulp and Paper Canada*, 2007.

Cet article illustre l'utilisation de l'ACV, et plus spécifiquement de l'expansion des frontières du système, pour évaluer, entres autres, l'implantation d'un procédé de désencrage.

ARTICLE #4 :

C. Gaudreault, R. Samson and P. R., "Using LCA to Enhance EMS: Pulp and Paper Case Study," *Soumis à Environmental Progress*, 2008.

Cet article présente une méthodologie pour l'intégration de l'ACV dans le SGE. L'importance des choix méthodologiques en ACV dans ce contexte est discutée.

ARTICLE #5 :

C. Gaudreault, R. Samson and P. R. Stuart, "Energy Decision Making in a Pulp and Paper Mill: Selection of LCA System Boundary," *Soumis à International Journal of LCA*, 2008.

Cet article montre la pertinence de l'ACV-C, et particulièrement de l'expansion des frontières du système, dans le contexte de la prise de décisions reliée à la conception des procédés. Une étude de cas évaluant l'implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal y est présentée.

ARTICLE #6 :

C. Gaudreault, R. Samson and P. R., “Implications of Choices and Interpretation in LCA for Multi-Criteria Process Design; Part I: Methodological Aspects,” *Soumis à Journal of Cleaner Production*, 2008.

Cet article présente une méthodologie pour l’intégration de l’ACV dans le processus de décision multicritère de conception des procédés. L’importance des choix méthodologiques en ACV dans ce contexte est discutée.

ARTICLE #7 :

C. Gaudreault, R. Samson, J. Bisson and P. R., “Implications of Choices and Interpretation in LCA for Multi-Criteria Process Design; Part II: Implementing De-Inked Capacity and Cogeneration at a Paper Mill,” *Soumis à Journal of Cleaner Production*, 2008.

Cet article illustre la méthodologie présentée dans l’Article #6 à l’aide d’une étude de cas évaluant l’implantation de cogénération et de désencrage à une usine de papier journal y est présentée.

ARTICLE #8 :

C. Gaudreault, R. Samson, V. Chambost and Stuart, P. R., “LCA as a Tool for the Engineering Analysis of the Forest Biorefinery,” *Soumis à Appita Journal*, 2008.

Cet article montre l’importance de l’expansion des frontières pour des problèmes de décision impliquant la modification de systèmes industriels pour y ajouter une/des fonction(s) exportée(s). Plus spécifiquement, l’expansion des frontières pour l’évaluation des conséquences environnementales dues à la modification d’un système produisant du papier pour le transformer en système produisant aussi un bio-plastique (fonction exportée) y est discutée.

D’autres publications sont pertinentes pour les présents travaux mais n’ont pas été inclus dans la thèse. Celles-ci sont présentées au Tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Autres publications non incluses dans la thèse

#	Détails
9	F. Cornejo, M. Janssen, C. Gaudreault, R. Samson, and P. R. Stuart, "Using Life Cycle Assessment (LCA) as a Tool to Enhance Environmental Impact Assessment (EIA)," <i>Chemical Engineering Transactions</i> , vol. 7, no. pp. 521-528, 2005.
10	M. Janssen, C. Gaudreault, M. Laflamme-Mayer, P. R. Stuart, "Supply Chain-Level Aspects of a Methodology for Sustainable Retrofit Process Design", <i>Soumis à Journal of Cleaner Production</i> , 2008.
11	C. Gaudreault, M. Janssen, P. R. Stuart, "Life Cycle Considerations in Process Design", in <i>Recent Advances in Sustainable Process Design and Optimization</i> , D. Foo, M. El-Halwagi, R. Tan, Eds., en rédaction.

4.2 Lien entre les articles et organisation de la synthèse

4.2.1 Organisation de la synthèse

La Figure 4.1 illustre l'organisation de cette synthèse. Comme déjà mentionné, le cadre méthodologique qui sera proposé intègre le SGE, l'ACV et l'AMCD. La revue de littérature a permis d'identifier trois choix méthodologiques en ACV qui sont cruciaux pour l'intégration de ces outils : le choix d'une approche d'ACV-A ou d'ACV-C (et plus particulièrement une approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières), l'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions basés sur des indicateurs d'ÉICV (combinaison ACV et ADMC) et la normalisation. Afin d'en faciliter la compréhension, il s'avère essentiel de présenter ces trois notions avant le cadre méthodologique en soi. Une fois celui-ci expliqué, il sera possible d'en illustrer l'application à l'aide des trois études de cas.

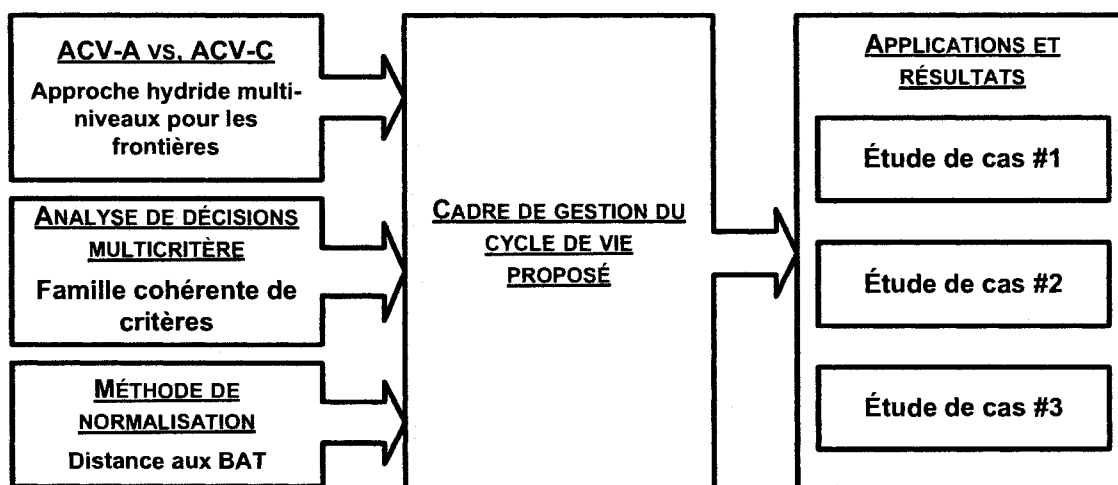


Figure 4.1 : Organisation de la synthèse

4.2.2 Lien entre les articles et la synthèse

Les articles présentés à la section 4.1 ont trois principales utilités pour la présente thèse : 1) présenter les méthodes développées pour les trois choix méthodologiques mentionnés, 2) montrer les fondements théoriques du cadre proposé et 3) illustrer son application à l'aide des études de cas. Le lien entre ces trois objectifs, les différents articles et la synthèse est présenté dans les sections qui suivent.

4.2.2.1 Développement des méthodes

La revue de littérature a soulevé l'importance des choix méthodologiques en ACV, dans le contexte d'un cadre méthodologique de GCV, et ce, pour les trois niveaux décisionnels. Plus spécifiquement, le choix d'une approche d'ACV (ACV-A vs. ACV-C), la sélection d'une méthode de normalisation et l'établissement d'une famille cohérente d'indicateurs d'ÉICV se sont révélés particulièrement pertinents. Cette réalité a aussi été étudiée à l'aide des articles et de la présente synthèse (Tableau 4.2).

Tableau 4.2 : Développement des méthodes au sein des articles/de la synthèse et selon les niveaux décisionnels

Choix méthodologique/Niveau décisionnel	Articles/Synthèse
<i>Approche d'ACV (ACV-A vs. ACV-C)</i>	
Niveau opérationnel	Article #4, synthèse section 4.3
Niveau tactique	Article #5, synthèse section 4.3
Niveau stratégique	Article #8, synthèse section 4.3
<i>Méthode de normalisation</i>	
Niveau opérationnel	Article #4, synthèse section 4.3.3
Niveau tactique	Article #6, synthèse section 4.3.3
Niveau stratégique	Article #8, synthèse section 4.5.3.3
<i>Famille de critères</i>	
Niveaux opérationnel, tactique et stratégique	Synthèse section 4.3.2.2

4.2.2.2 Cadre méthodologique de GCV

Le cadre de GCV proposé intègre trois principaux outils : le système de gestion environnemental (SGE), l'analyse du cycle de vie (ACV) et l'analyse de décision multicritère (ADMC). L'intégration de ces trois outils est couverte par certains des articles ainsi que par la synthèse (voir Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Présentation des fondements théoriques dans les articles/la synthèse

Outils intégrés	Articles/Synthèse
SGE + ACV	Article #4
ACV + ADMC	Article #6
SGE + ACV + ADMC	Synthèse sections 4.3.2 et 4.4

4.2.2.3 Applications

Finalement, la revue des applications de l'ACV dans l'industrie papetière (articles #1 et #2) a permis d'identifier quatre applications possibles pour le cadre de GCV : 1) l'identification des opportunités d'amélioration (opérationnel), 2) le suivi de la performance environnementale (opérationnel), 3) l'évaluation de projets d'investissement tactiques et 4) la planification stratégique. Les études de cas ayant été établies pour illustrer l'application du cadre méthodologique pour ces quatre applications sont aussi présentées dans les articles et la synthèse,

Tableau 4.4 : Lien entre les applications, les études de cas, les articles et la synthèse

Application	Étude de cas	Article(s)	Synthèse
Identification/mise à jour des opportunités d'amélioration	#1 (#3)*	#4	4.5.1.2, 4.5.1.5 (0)*
Suivi de la performance environnementale	#1 (#3)*	#4	4.5.1.4 (0)*
Évaluation de projets d'investissement tactiques	#2	#5 et #7	4.5.2
Planification stratégique	#3	#8	4.5.3

* Quoique la mise à jour des aspects et le suivi de la performance environnementale soient traités en détails dans l'étude de cas #1, l'impact de l'implantation d'un projet stratégique sur les indicateurs de performance et les aspects environnementaux est tout de même évalué en utilisant l'étude de cas #3.

4.3 Développement des méthodes

4.3.1 Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières

Avant de présenter les différentes étapes du cadre proposé, il est important de discuter de l'harmonisation des frontières et l'unité fonctionnelle qui sont typiquement différentes en ACV et pour le SGE. Une approche possible est d'élargir la portée de l'ACV à toute l'organisation, c'est-à-dire faire en sorte que l'unité fonctionnelle

représente toutes les activités de celles-ci [95]. La principale limitation de celle-ci est qu'une grande quantité de données, qui ne sont pas nécessairement disponibles, est requise. Pour cette raison, la solution proposée est de diviser le système en sous-systèmes d'avant- et d'arrière-plan tel que suggéré par Tillman [43]. Ceci est illustré à la Figure 4.2.

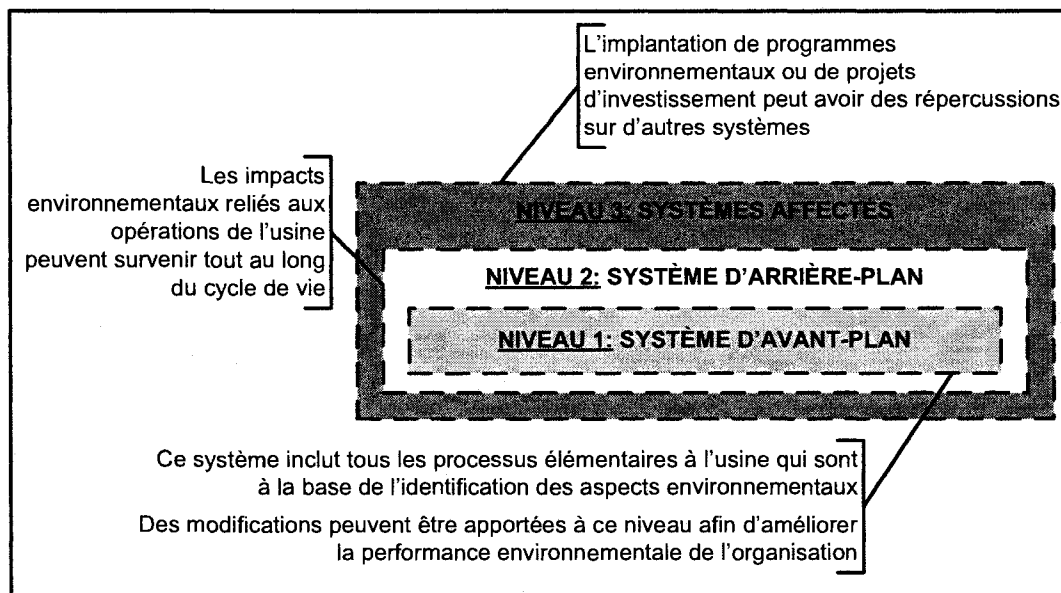


Figure 4.2: Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières

Le système d'avant-plan représente toutes les activités directes de l'organisation et donc celles sur lesquelles elle exerce un certain contrôle concernant leur sélection ou leur mode opératoire. Ce système est complètement consistant avec le système traditionnellement couvert par la portée d'un SGE. Le système d'arrière-plan, quant à lui, inclut toutes les autres activités, dans le cycle de vie de l'organisation, qui peuvent être influencées (ou non) par une modification du système d'avant-plan. Cette division permet de simplifier le processus de collecte des données en nécessitant des données spécifiques seulement pour le système d'avant-plan. Des données génériques peuvent être utilisées pour le système d'arrière-plan. La somme du système d'avant-plan et du système d'arrière-plan constitue un ACV classique (ACV-A).

Néanmoins, la combinaison de ces deux systèmes est souvent insuffisante pour prendre une décision éclairée concernant une modification dans le système d'avant-plan [42, 52, 53]. En effet, une modification du système d'avant-plan peut non seulement avoir des répercussions dans le système d'arrière-plan (cycle de vie de l'organisation), mais aussi sur le cycle de vie d'autres organisations. Puisque ces dernières peuvent être non négligeables, elles méritent d'être considérées dans le processus de décisions. Pour cette raison, l'approche proposée suggère l'ajout d'un troisième niveau de frontières soit les systèmes affectés, tel qu'illustré (voir Figure 4.2).

Lorsque l'on évalue les conséquences environnementales dues à une modification du système d'avant-plan en élargissant les frontières afin d'inclure les systèmes affectés, on adopte une approche d'ACV-C. Typiquement (et dans ces travaux), l'ACV-C implique que l'inventaire soit calculé de façon différentielle, c'est-à-dire seulement les différences par rapport à une situation de référence.

4.3.2 Analyse de décisions multicritère

Le cadre méthodologique, qui sera présenté par la suite, comporte deux problématiques décisionnelles (le rangement des aspects significatifs et le choix des meilleurs projets du point de vue environnemental) qui nécessitent des outils systématiques d'aide à la décision. Pour cette raison, l'intégration systématique de l'ADMC à ce cadre a été considérée. De plus, l'ADMC fournit aussi les fondements de la méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions basés sur les indicateurs d'ÉICV. Afin d'alléger la discussion du cadre méthodologique, la démarche générale d'ADMC, dans ce contexte, est discutée au préalable (voir Figure 4.3).

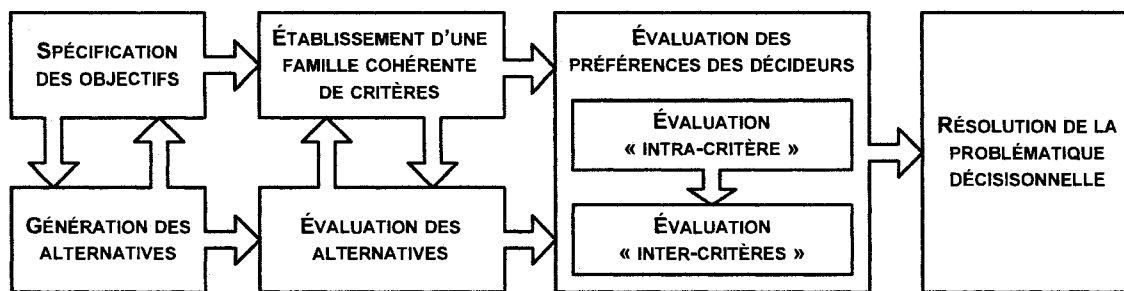


Figure 4.3 : Démarche générale d'ADMC

4.3.2.1 *Spécification des objectifs et génération des alternatives*

Comme illustré, ces deux étapes sont itératives. L'une des principales raisons derrière cette caractéristique est que le processus de génération des alternatives peut conduire en la mise en lumière d'objectifs qui avaient été oubliés préalablement.

Il s'agit ici d'établir une liste d'objectifs généraux (et non d'indicateurs ou de critères) à atteindre qui servira à guider les décideurs pour générer les alternatives. Par exemple, les méthodes d'ÉICV existantes incluent typiquement la plupart des impacts environnementaux connus et donc, forment une excellente base pour la définition d'objectifs environnementaux. Une fois les objectifs généraux définis, il est possible de générer un ensemble de solutions qui répondent à ceux-ci. Bien que le domaine de l'ADMC propose une variété de méthodes pour effectuer cette tâche, ceci est en dehors de la portée de ces travaux.

4.3.2.2 *Établissement d'une famille cohérente de critères de décisions*

Suite aux deux étapes précédentes, il est nécessaire d'établir des critères (indicateurs) permettant de concrétiser les objectifs. Tel que mentionné, pour être cohérente, une famille de critères de décisions doit être exhaustive, cohésive, non redondante et minimale. La méthode proposée pour s'assurer que l'on respecte cette liste d'exigences est résumée à la Figure 4.4.

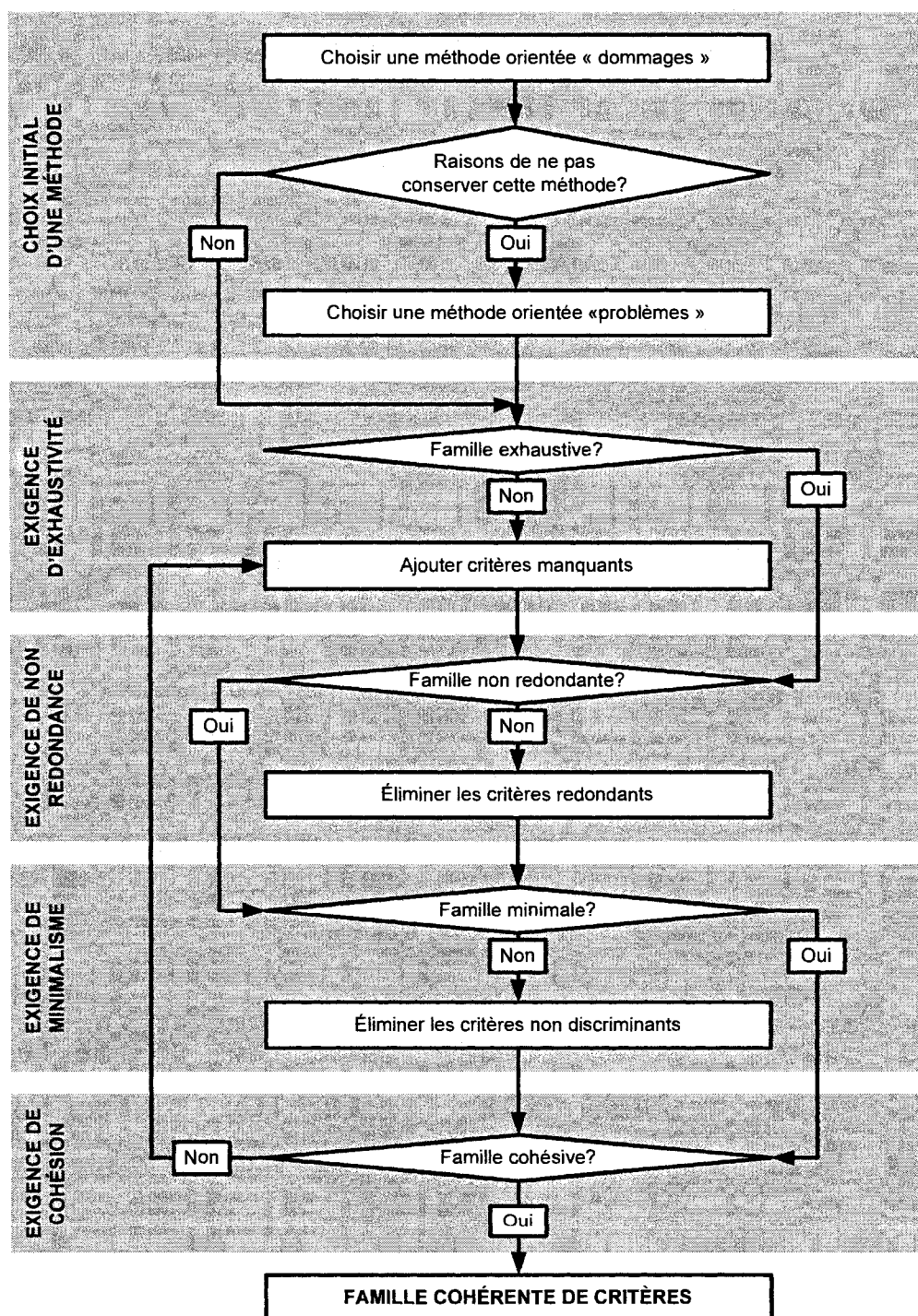


Figure 4.4 : Méthode pour l'établissement d'une famille cohérente de critères

Avant de décrire cette méthode étape par étape, il est nécessaire de souligner que l'application de celle-ci doit se faire simultanément avec l'évaluation de la performance des alternatives sur les critères sélectionnés (étape suivante, section 4.3.2.3). Ce caractère itératif assure que le contexte du problème (i.e. la performance des alternatives) soit pris en compte dans le choix des critères de décision.

Choix initial d'une méthode de caractérisation

L'approche retenue est la sélection d'une méthode d'ÉICV existante adaptée au contexte étudié. Contrairement à d'autres méthodes qui ont été proposées, cette approche ne nécessite pas une analyse détaillée des résultats d'inventaire et une connaissance des principes de modélisation des impacts [106, 107]. Elle est donc plus pratique. Selon les indicateurs qu'elles proposent, deux types de méthodes sont disponibles : les méthodes orientées problèmes (« midpoints ») et les méthodes orientées dommages (« endpoints »). Ces deux types de méthodes peuvent être utilisés pour la prise de décisions. Il a été reconnu que, bien qu'ils soient plus incertains, les indicateurs de dommages étaient plus pertinents [69]. En fait, ils ont l'avantage de résumer une multitude d'informations en un minimum d'indicateurs. Ils sont donc plus à même de rencontrer le critère de minimalisme, ce qui est essentiel pour que la famille soit pratique du point de vue du processus décisionnel. Aussi les catégories de dommages sont moins susceptibles de présenter des problèmes de dépendance préférentielle étant donné le niveau d'agrégation des indicateurs (voir paragraphe sur la cohésion ci-après). Pour toutes ces raisons, il est recommandé de baser l'établissement d'une famille de critères sur une méthode de dommages.

D'un autre côté, plusieurs raisons peuvent faire en sorte que les décideurs décident tout de même de privilégier les méthodes orientées problèmes. Premièrement, il se peut que la disponibilité des données et la robustesse des modèles soient insuffisantes pour que les catégories de dommages soient valables pour la prise de décisions. Aussi, il est possible que l'agrégation entraîne en une perte d'informations utiles pour les décideurs,

soit parce qu'ils sont hautement concernés par une catégorie de problèmes spécifiques (qui varierait en direction opposée aux résultats de dommages) soit parce que les méthodes de dommages disponibles omettent certaines catégories d'impact par manque de données et/ou de modèles⁷. Finalement, dans le cas où les indicateurs de dommages ne permettraient pas de discriminer les alternatives, ceux-ci pourraient ne pas être appropriés.

Que l'on choisisse une famille de critères basés sur les indicateurs de dommages ou de problème, il n'est pas assuré que celle-ci soit cohérente [106]. Par conséquent, les exigences de validité présentées dans les sections suivantes doivent être vérifiées.

Exigence d'exhaustivité

La principale critique de Chevalier et Rousseaux [106] concernant l'exigence d'exhaustivité est qu'aucune méthode d'ÉICV existante ne permet de caractériser tous les flux d'inventaire. Pourtant, du point de vue décisionnel, il n'est pas important de les considérer tous, mais seulement ceux qui sont pertinents. En d'autres termes, un flux d'inventaire non caractérisé est pertinent seulement si, pour deux alternatives équivalentes sur tous les critères sélectionnés, le fait de l'inclure ferait en sorte que l'une soit préférable à l'autre. Donc, afin de rendre la famille exhaustive, trois solutions sont possibles :

- Utiliser une autre méthode d'ÉICV qui caractériserait ces flux pertinents;
- Compléter la liste d'indicateurs avec ceux de d'autres méthodes en s'assurant qu'il n'y a pas d'incohérence;
- Compléter la liste d'indicateurs en utilisant directement les flux d'inventaire pertinents.

⁷ Par exemple, la méthode *IMPACT 2002+* reconnaît la pertinence de l'indicateur d'impact de smog photochimique pour l'indicateur de dommage qualité des écosystèmes, mais ne propose aucun modèle à cet effet.

Exigence de non redondance

En général, les méthodes d'ÉICV existantes respectent le critère de non redondance [106]. Cependant, dans certains cas, deux critères peuvent être tellement corrélés qu'ils deviennent redondants pour les décideurs. Par exemple, dans les cycles de vie où l'indicateur de consommation de ressources non renouvelables est presque exclusivement expliqué par la consommation de combustibles fossiles, celui-ci sera très corrélé avec l'indicateur de changements climatiques. S'ils sont redondants du point de vue des décideurs, il peut convenir d'en éliminer un des deux. On doit cependant s'assurer que l'on ne brise pas l'exigence d'exhaustivité.

Exigence de minimalisme

Pour des raisons pratiques, il est préférable de conserver un nombre minimum de critères de décisions. Cette exigence peut sembler conflictuelle avec l'exigence d'exhaustivité, mais il est possible de résoudre ce conflit en utilisant la notion de seuil de discrimination. En effet, deux alternatives ayant des performances différentes sur un critère peuvent être considérées équivalentes (pour ce critère seulement) si la différence est non significative. Aussi, si le seuil de discrimination n'est pas dépassé pour l'ensemble des alternatives, il est alors possible d'éliminer le critère sans affecter l'exigence d'exhaustivité. Il est donc nécessaire que le décideur se fixe un seuil de discrimination pour chacun des critères sur la base de considérations pratiques ou théoriques (l'incertitude, par exemple).

Exigence de cohésion

Les problèmes de cohésion surviennent généralement à cause de la dépendance préférentielle des critères [93]⁸. En effet, deux critères sont préférentiellement

⁸ Il existe deux principaux types de dépendance entre critères : la dépendance structurale (statistique ou mathématique) et la dépendance préférentielle. Dans une approche constructive d'établissement d'une famille cohérente de critères, la dépendance structurale ne pose aucun problème relié aux exigences de validité et tous les critères dépendants doivent être conservés surtout s'ils concernent différentes parties prenantes.

dépendants, s'il est impossible de juger l'un sans connaître la performance des alternatives sur l'autre. La façon de résoudre cette problématique est alors d'ajouter un critère permettant d'exprimer cette dépendance [93, 106].

4.3.2.3 *Évaluation des alternatives*

Cette étape consiste en l'évaluation de la performance des alternatives sur chacun des critères. Lorsque les critères sont basés sur l'ACV, il est nécessaire d'établir les frontières du système, de compiler l'inventaire et d'effectuer la caractérisation des impacts. Afin de mettre les résultats d'ACV en contexte, il convient aussi d'appliquer une méthode de normalisation. Ceci-ci sera discuté ultérieurement.

4.3.2.4 *Évaluation des préférences des décideurs*

L'élucidation des préférences des décideurs comporte deux principales étapes :

- **L'évaluation « intra-critère »**⁹ : il s'agit d'évaluer la préférence des décideurs pour différents niveaux d'un même critère;
- **L'évaluation « inter-critères »**¹⁰ : cette tâche vise l'évaluation de la préférence relative des décideurs pour différents critères.

Dans ces travaux, l'évaluation des préférences des décideurs est traitée de façon simplifiée. En effet, il est assumé que la préférence des décideurs pour différents niveaux d'un même critère varie linéairement avec la performance des alternatives sur ce critère et seules des analyses de sensibilité sur les facteurs de pondération sont effectuées.

⁹ Aussi appelée normalisation, à ne pas confondre avec l'étape de normalisation en ACV

¹⁰ Aussi appelée pondération, atteint le même objectif que la pondération en ACV

4.3.2.5 *Résolution de la problématique décisionnelle*

L'agrégation des préférences est aussi réalisée de façon simplifiée: une simple somme pondérée est appliquée. S'en suivent des analyses de sensibilité.

4.3.3 **Méthode de normalisation**

En ACV, la signifiante des impacts est évaluée en utilisant la normalisation externe. Or, les méthodes existantes de normalisation externe nécessitent des données qui ne sont pas toujours disponibles et n'apportent pas nécessairement de l'information utile du point de vue du décideur. Pour cette raison, une nouvelle méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible est présentée. Cette méthode est basée sur l'hypothèse que plus un impact est éloigné de sa cible plus il est significatif.

Dans le domaine papetier, il existe le concept de « Meilleures Technologies Disponibles » (BAT). Les BAT sont les technologies présentant le meilleur rendement possible en termes de protection de l'environnement tout en étant techniquement et économiquement viables. En principe, une usine qui implanterait les BAT aurait le meilleur profil environnemental possible. Celui-ci peut donc servir de cible. Pour ce problème de décision particulier, les critères de décision ne sont pas directement les impacts environnementaux, tels que mesurés par les méthodes d'ÉICV, mais bien les résultats d'ÉICV normalisés (voir Équation 4.1) :

$$S_i = \frac{I_{i,org} - I_{i,BAT}}{I_{i,org}} \quad (4.1)$$

où:

- S_i : Signifiante de l'impact i ;
- $I_{i,org}$: Résultat de caractérisation de l'organisation pour l'impact i ;

- $I_{i,BAT}$: Résultat de caractérisation de l'organisation ayant implanté les BAT pour l'impact i .

Selon cette approche, plus la différence entre l'organisation et l'organisation ayant implanté les BAT est positive, plus l'impact est significatif. Une valeur de signifiante de zéro implique que l'organisation a déjà atteint la cible et une valeur négative que l'organisation performe mieux que celle-ci. Les résultats sont divisés par la performance initiale de l'organisation afin d'éliminer les unités et de les exprimer de façon à ce qu'ils soient parlant pour les décideurs. Une option serait de diviser les résultats par le profil de l'usine ayant implanté les BAT ($I_{i,BAT}$). Cette option n'a pas été retenue pour deux raisons : 1) il s'agit ici d'établir une base de décision interne et non d'effectuer de l'étalonnage et 2) $I_{i,BAT}$ n'est jamais calculé de façon absolue, seule les différences ($I_{i,org} - I_{i,BAT}$) sont calculées (ceci est dû à l'approche différentielle et à l'expansion des frontières).

Finalement, il faut souligner que les bénéfices environnementaux indirects (sur d'autres systèmes) atteignables par l'implantation des BAT sont potentiellement supérieurs aux bénéfices obtenus à l'intérieur du cycle de vie étudié. Il est aussi possible que des bénéfices au sein du cycle de vie étudié soient compensés par une détérioration dans d'autres cycles de vie. Pour ces raisons, il est important que les frontières du système soient élargies aux systèmes affectés lorsque l'on tente d'exprimer le bénéfice environnemental atteignable par l'implantation des BAT à un site donné.

4.4 Cadre méthodologique proposé

Le cadre méthodologique de GCV proposé est présenté à la Figure 4.5. Il construit sur la structure classique du SGE (illustrée en gris), incorpore des éléments d'ACV et met en évidence les deux problématiques décisionnelles mentionnées auparavant soit le rangement des aspects environnementaux et l'évaluation de différents types de projets

(programmes environnementaux, projets tactiques, projets stratégiques). Chacun des éléments de ce cadre méthodologique est présenté dans les sections suivantes.

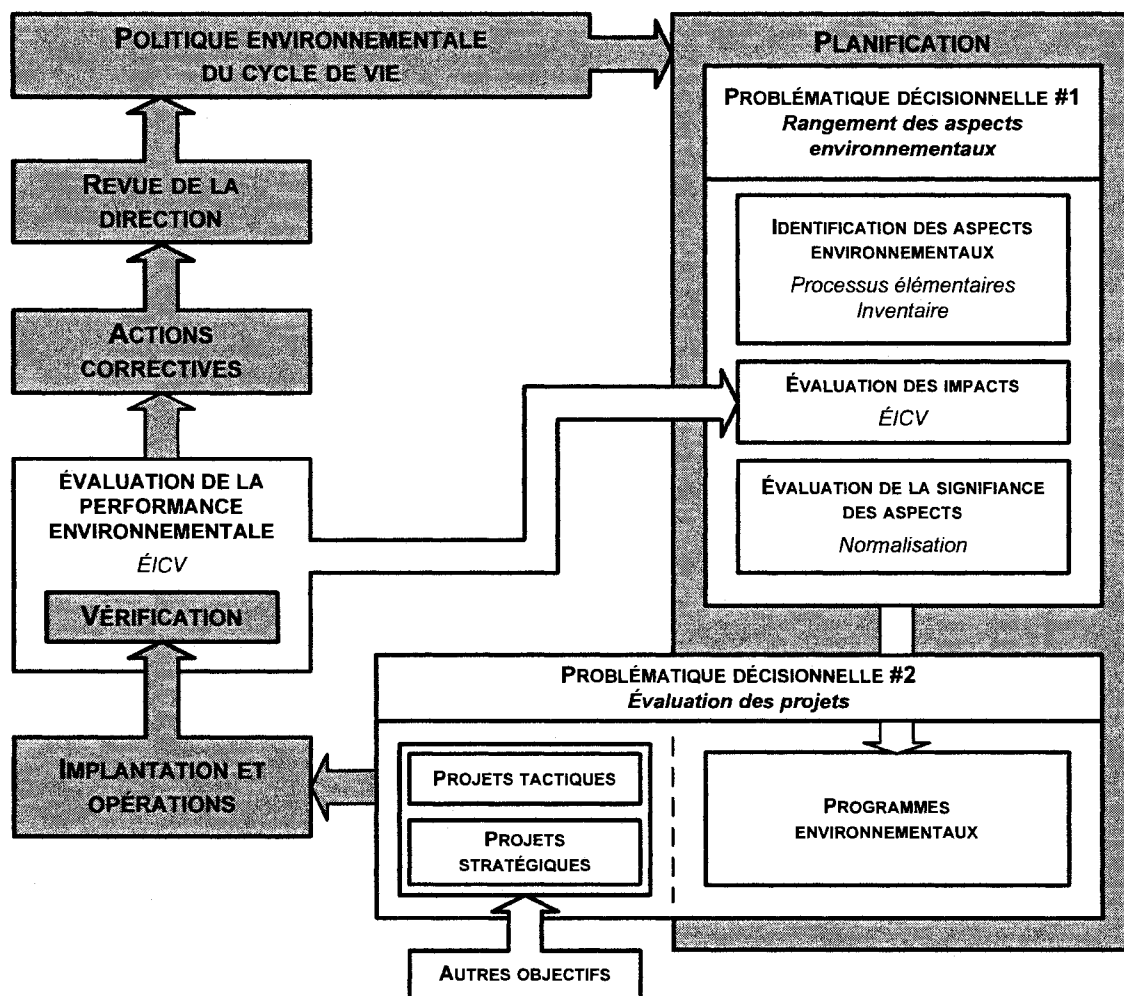


Figure 4.5 : Cadre de GCV proposé
(gris : SGE classique, blanc : activités ajoutées/modifiées)

4.4.1 Problématique décisionnelle #1 : Rangement des aspects

Cette étape a pour objectif le rangement des aspects environnementaux selon leur signifiante. L'objectif de cette problématique décisionnelle est d'ordonner les aspects (qui constituent les alternatives de ce problème décisionnel) par ordre de signifiante.

La Figure 4.6 illustre les différentes étapes de cette problématique décisionnelle (en langage d'ADMC) et la Figure 4.7, le lien entre les méthodes développées et cette problématique décisionnelle. Chacune des étapes de cette dernière sont ensuite discutées dans les sections suivantes.

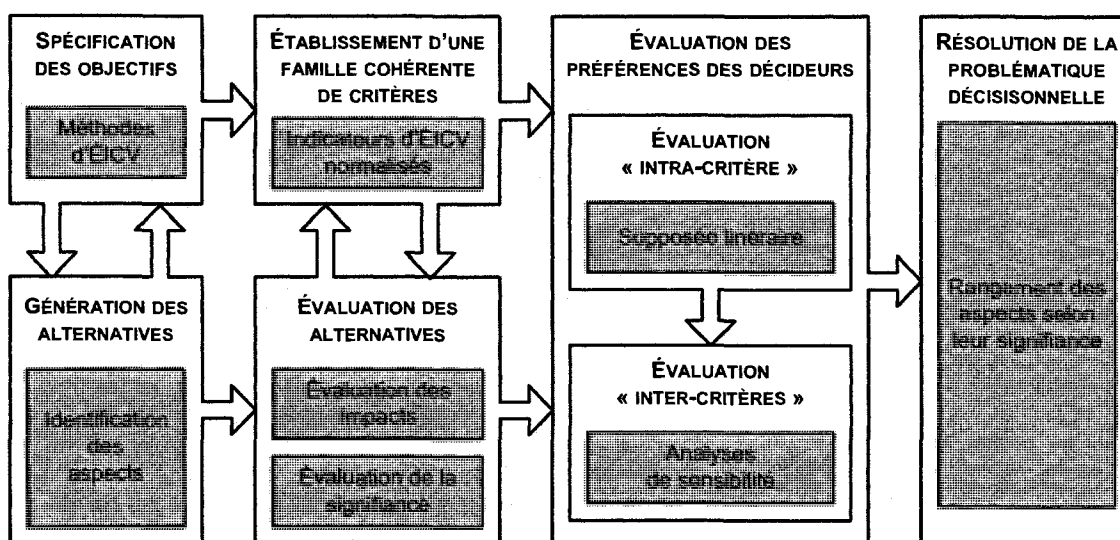


Figure 4.6 : Illustration de la problématique décisionnelle #1

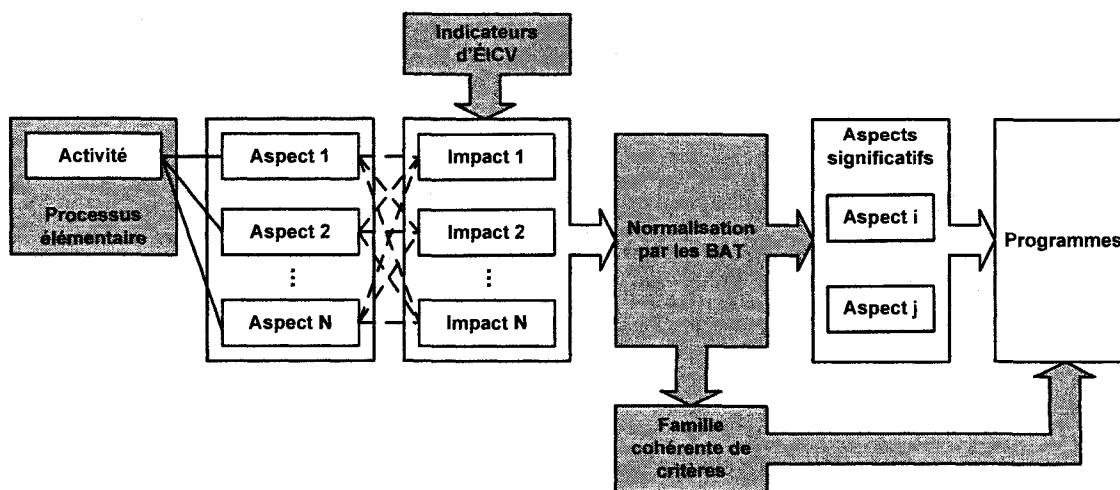


Figure 4.7 : Lien entre les différentes méthodes proposées et la première problématique décisionnelle

(en gris méthodes développées dans ces travaux)

4.4.1.1 *Spécification des objectifs et génération des alternatives*

Pour ces deux tâches, il faut garder en tête que les aspects sont les alternatives du problème décisionnel et donc il faut se concentrer sur les aspects pouvant potentiellement avoir un effet sur les objectifs (réduire ultimement les impacts environnementaux significatifs).

L'identification des aspects environnementaux se fait généralement à l'aide d'une revue initiale de la performance environnementale. La revue elle-même se fait une fois, mais la liste des aspects est mise à jour lorsque des modifications aux activités de l'organisation surviennent. Dans ces travaux, la définition des frontières du système et la compilation de l'inventaire (ACV) sont utilisées pour identifier les aspects environnementaux liés aux opérations normales d'une entreprise. En effet, l'ACV requiert que l'on définisse des processus élémentaires¹¹ qui peuvent être la base pour l'identification des aspects environnementaux. Selon cette approche, un aspect environnemental est défini comme la combinaison d'un processus élémentaire et d'une catégorie d'inventaire, par exemple :

- **Processus élémentaire** : chambre des bouilloires;
- **Catégorie d'inventaire** : émissions atmosphériques;
- **Aspect environnemental** : émissions atmosphériques de la chambre des bouilloires.

4.4.1.2 *Établissement d'une famille cohérente et évaluation des alternatives*

Rappelons ici que les étapes d'établissement d'une famille cohérente de critères et d'évaluation des alternatives sont itératives. Dans le cas de l'établissement de la famille, il s'agit d'appliquer la méthode présentée à la section 4.3.2.2.

¹¹ Plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrée et de sortie sont quantifiées

Évaluation des impacts

L'étape suivante consiste à évaluer les impacts environnementaux causés par les aspects. En général, cette évaluation n'est pas faite de façon quantitative au sein des SGE. D'un autre côté, ceux-ci requièrent que des indicateurs soient établis afin de suivre la performance environnementale de l'organisation dans le temps (ÉPE). Si la sélection des indicateurs d'ÉPE était plus appropriée, ces derniers pourraient à la fois servir pour le suivi de la performance et l'évaluation des impacts. De plus, ils serviraient aussi de base pour le choix des critères pour l'évaluation de la signifiante des aspects. Dans ce contexte, L'ÉICV peut être vue comme une façon simplifiée de condenser les données d'inventaire en leur appliquant un contexte environnemental [99]. Ils peuvent donc fournir des indicateurs pour l'ÉPE. La ou les méthodes d'ÉICV sélectionnée(s) doit/doivent être disponible(s), valide(s) scientifiquement et inclure les principaux problèmes environnementaux connus.

Il est important de noter que les aspects peuvent causer des impacts environnementaux directs ou indirects (ailleurs dans le cycle de vie) dû à la consommation de ressources, par exemple. Pour cette raison, l'évaluation des impacts doit se faire en utilisant les deux premiers niveaux de frontières.

Évaluation de la signifiante des aspects

Il n'y a pas de consensus concernant ce qu'est un impact environnemental significatif. Par contre, comme mentionné précédemment, en ACV, la normalisation externe permet d'exprimer la signifiante et donc la méthode de normalisation proposée à la section 4.3.3 peut être utilisée à cet effet. La performance d'une alternative (aspect) pour chaque critère peut donc être calculée en utilisant l'Équation 4.2 :

$$C_j = X_{i,j} S_i \quad (4.2)$$

où :

- $C_{i,j}$: Performance de l'aspect j sur le critère i ;
- $X_{i,j}$: Contribution relative de l'aspect j à l'impact i ¹²;
- S_i : Signifiante de l'impact i (voir équation 4.1).

4.4.1.3 *Évaluation des préférences*

Évaluation « intra-critère »

Dans ces travaux, il est assumé que la préférence du décideur pour les différents niveaux d'un même critère d'ÉICV normalisé est linéaire.

Évaluation « inter-critères »

Bien que plusieurs méthodes soient disponibles pour déterminer les facteurs de pondération, aucune ne fait consensus [79]. Une méthode par panel est la seule qui permet d'exprimer de façon directe les valeurs de différentes parties prenantes pour une problématique donnée. C'est aussi la seule qui puisse être utilisée directement avec d'autres types d'indicateurs (non environnementaux). Elle est donc recommandée. Cependant, dans ces travaux, seulement des analyses de sensibilité sur les facteurs de pondération seront effectuées.

4.4.1.4 *Résolution de la problématique décisionnelle*

Dans ces travaux une simple somme pondérée est utilisée pour ranger les aspects environnementaux. Les préférences des décideurs peuvent donc être calculées selon l'Équation 4.3 :

¹² Il y a un critère i par impact i .

$$P_j = \sum_i w_i C_{i,j} \quad (4.3)$$

où :

- P_j : Préférence du décideur pour l'aspect j ;
- w_i : Facteur de pondération de la catégorie d'impact i .

4.4.2 Problématique décisionnelle #2 : Évaluation des projets

L'évaluation des projets, que ce soit des programmes environnementaux ou des projets d'investissement tactiques ou stratégiques, constitue la deuxième problématique décisionnelle traitée par le cadre de GCV. Les principales étapes de celle-ci sont illustrées à la Figure 4.8.

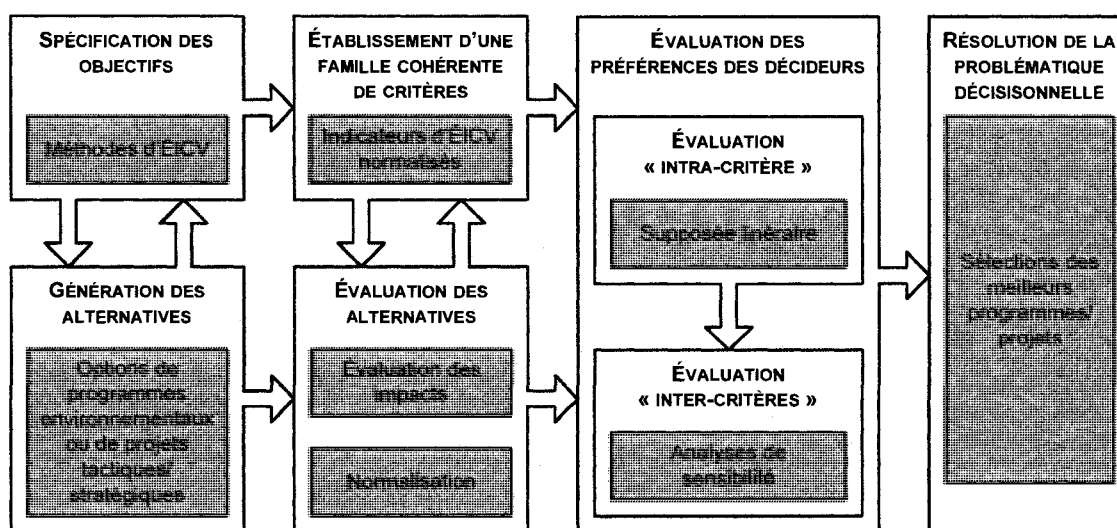


Figure 4.8 : Illustration de la problématique décisionnelle #2

4.4.2.1 Spécification des objectifs et génération des alternatives

Dans le cas des programmes environnementaux, les objectifs doivent tenir compte des aspects significatifs de l'organisation priorisés lors de la problématique décisionnelle

#1. Il s'agit alors de proposer des programmes afin de mitiger ces aspects et, par la même occasion, réduire les impacts environnementaux qu'ils causent.

En plus, le cadre proposé permet d'évaluer les autres projets tactiques et stratégiques (non environnementaux) de l'entreprise, et ce, en utilisant la même structure d'objectifs. Ceci permet d'inclure une perspective environnementale pour l'évaluation de ces projets et d'analyser leur impact sur les aspects environnementaux de l'organisation. La génération des alternatives pour ces projets et des objectifs non environnementaux est en dehors de la portée du présent cadre.

4.4.2.2 *Établissement d'une famille cohérente et évaluation des alternative*

Rappelons ici que les étapes d'établissement d'une famille cohérente de critères et d'évaluation des alternatives sont itératives. Dans le cas de l'établissement de la famille, il s'agit d'appliquer la méthode présentée à la section 4.3.2.2.

La performance de chacune des alternatives est mesurée pour chacun des critères (voir Équation 4.4). Par contre, les conséquences d'implanter un programme environnemental peuvent survenir aussi bien sur le système d'avant-plan, que sur le système d'arrière-plan ou sur d'autres systèmes. Il est donc important d'utiliser le troisième niveau de frontières pour prendre une décision éclairée. Aussi, la méthode de normalisation présentée précédemment peut être utilisée afin d'évaluer combien significatives sont les améliorations.

$$C_{i,j} = \frac{I_{i,j} - I_{i,BAT}}{I_{i,org}} \quad (4.4)$$

où:

- $C_{i,j}$: Performance du programme/projet j pour le critère i;

- $I_{i,org}$: Résultat de caractérisation de l'organisation pour l'impact i;
- $I_{i,j}$: Résultat de caractérisation du programme/projet j pour l'impact i;
- $I_{i,BAT}$: Résultat de caractérisation de l'organisation ayant implanté les BAT pour l'impact i.

4.4.2.3 *Évaluation des préférences des décideurs et résolution de la problématique décisionnelle*

Les mêmes simplifications que pour le premier problème de décisions sont effectuées ici. Toutefois, puisque l'on cherche à privilégier les projets environnementaux se rapprochant le plus à la cible, ceux ayant les plus petits scores seront retenus ou, autrement dit, la préférence des décideurs variera inversement avec le score des projets sur chaque critère tel qu'illustré à l'Équation 4.5 :

$$\frac{1}{P_j} = \sum_i w_i C_{i,j} \quad (4.5)$$

où:

- P_j : Préférence du décideur pour le programme/projet j;
- $C_{i,j}$: Performance du programme/projet j pour le critère i.
- w_i : Facteur de pondération de la catégorie d'impact i.

4.4.3 **Évaluation de la performance environnementale**

4.4.3.1 *Frontières du système*

L'utilité de l'ACV pour définir des indicateurs de performance environnementale a été discutée précédemment. Ceux-ci doivent être suivis afin d'assurer que l'implantation des programmes environnementaux produit les résultats escomptés. Cependant, afin de produire des résultats qui sont comparables dans le temps, il est nécessaire que les

frontières du système ne varient pas. Il devient donc impossible d'utiliser le troisième niveau de frontières puisque les systèmes affectés sont dépendants des projets implantés et, par conséquent, ne sont pas constants dans le temps. Il convient donc de limiter le suivi de la performance environnementale au cycle de vie de l'organisation (niveau 2).

L'information provenant de l'application des BAT (initialement calculées en utilisant le niveau 3) peut être tout de même être utilisée pour le suivi de la performance à condition de recalculer celles-ci en utilisant les frontières de niveau 2.

4.4.3.2 *Normalisation*

Dans ce cas, on ne tente pas d'établir la signifiante des impacts, mais bien de suivre la performance environnementale de l'organisation dans le temps. Il est donc préférable de normaliser les résultats en utilisant une année de référence (voir Equation 4.6). En utilisant cette approche, on ne calcule plus des différences par rapport à une cible, mais plutôt la performance relative de l'organisation par rapport à une année de référence, et ce, étant donné des frontières de système de niveau 2.

$$I_{i,j} = \frac{C_{i,j}}{C_{i,0}} \quad (4.6)$$

où:

- $I_{i,j}$: Impact normalisé pour la catégorie i et l'année j ;
- $C_{i,j}$: Résultat de caractérisation pour la catégorie d'impact i et l'année j ;
- $C_{i,0}$: Résultat de caractérisation pour la catégorie d'impact i au temps 0.

4.4.3.3 *Autres projets d'investissement*

Il est aussi possible de mesurer l'impact des autres projets d'investissement sur ces indicateurs de performance, à condition que ceux-ci ne modifient pas les fonctions initiales de l'organisation. Or, dans le cas de projets stratégiques (e.g. bioraffinerie forestière, étude de cas #3), les fonctions de l'organisation seront nécessairement modifiées et, par conséquent, les performances de l'organisation avant et après l'implantation du projet sont incomparables. Deux solutions s'offrent alors. La première consiste à établir un profil environnemental par produit et à suivre l'évolution de ces profils dans le temps. Cette alternative complexifie significativement le problème puisque des procédures d'imputation doivent être choisies pour attribuer les différents procédés de l'organisation aux différents produits. L'autre solution consiste à accepter que le profil environnemental global de l'organisation soit changé dû à l'apparition des nouvelles fonctions et à utiliser celui-ci comme nouvelle base de comparaison pour les années futures.

4.4.4 **Mise à jour des aspects environnementaux**

Suite à l'implantation de tout projet, il est nécessaire de mettre à jour la liste des aspects environnementaux et d'en réévaluer la signifiante en utilisant les méthodes proposées précédemment (i.e. appliquer de nouveau la procédure décrite à la section 4.4.1).

4.5 **Applications et résultats**

4.5.1 **Étude de cas #1**

Cette première étude de cas vise l'application du cadre de GCV proposé pour l'identification des aspects environnementaux, l'évaluation de leur signifiante, l'évaluation de programmes environnementaux et le suivi de la performance

environnementale d'une usine intégrée de papier journal. Plus de détails concernant cette étude de cas sont fournis dans l'article présenté à l'Annexe D.

4.5.1.1 Présentation des trois niveaux de frontières

Les trois niveaux de frontières utilisés pour l'étude de cas #1 sont présentés à la Figure 4.9.

Le système d'avant-plan inclut toutes les activités de production du papier journal ainsi que les activités de support (e.g. traitement de l'eau, production de vapeur, etc.). En principe, le SGE de l'usine de papier journal investiguée inclut non seulement ces activités de production, mais aussi les activités qui ne sont pas liées à la production (e.g. les activités de bureau). Bien que ces dernières soient couvertes par le cadre méthodologique proposé, elles ont été exclues de l'étude cas par manque de données.

Le système d'arrière-plan comprend toutes les activités du cycle de vie des opérations de l'usine. Il inclut notamment les opérations forestières et de sciage, la collecte et le tri du papier récupéré, la production des chimiques et des combustibles et la génération d'électricité.

Finalement, les systèmes affectés doivent, quant à eux, être définis afin de refléter les conséquences environnementales de l'implantation des BAT et des divers projets (e.g. programmes environnementaux, projets tactiques et stratégiques). Ceux-ci seront décrits au fur et à mesure de leur utilisation.

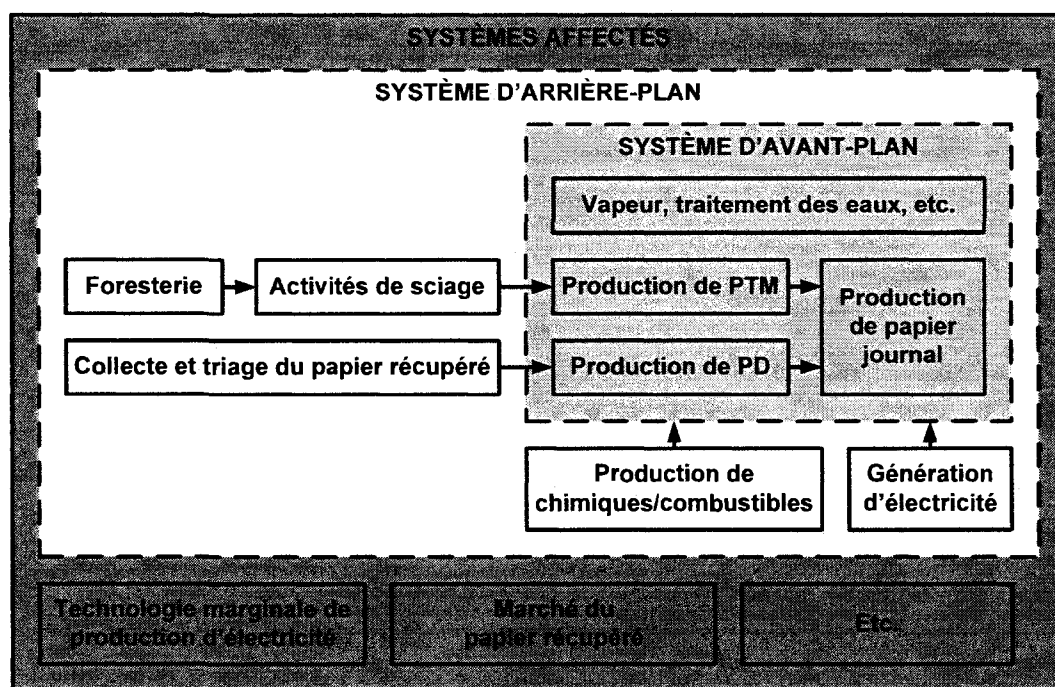


Figure 4.9: Frontières du système pour l'étude de cas #1

(PTM : pâte thermomécanique, PD : pâte désencrée)

4.5.1.2 Problématique décisionnelle #1 : Rangement des aspects

Génération et évaluation des alternatives (aspects)

Un inventaire spécifique aux procédés d'avant-plan a été compilé et la banque de données *ecoinvent* a été utilisée pour modéliser le système d'arrière-plan. Ceci a permis d'établir la liste des aspects environnementaux. Les impacts environnementaux liés à ces aspects ont été caractérisés à l'aide de la méthode américaine *TRACI* [145]. La contribution de chacun des aspects à chacun des indicateurs est présentée à Figure 4.10. La nomenclature des aspects, quant à elle, est présentée au Tableau 4.5.

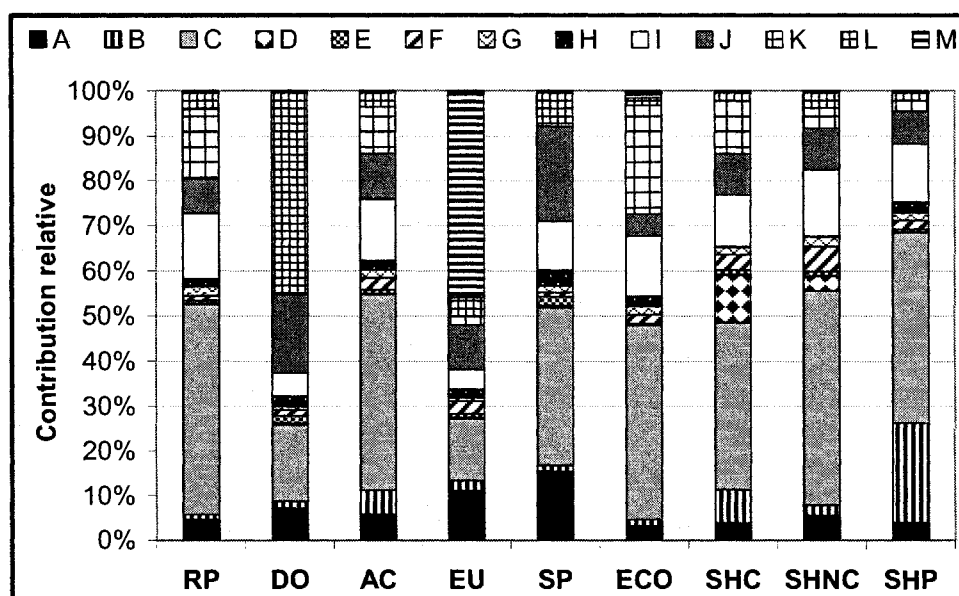


Figure 4.10 : Contribution des aspects aux impacts

(RP: réchauffement planétaire, DO: destruction de la couche d'ozone, AC: acidification, EU: eutrophisation, SP: smog photochimique, ECO: ecotoxicité, SHC: santé humaine cancer, SHNC: santé humaine non cancer, SHP: santé humaine particules)

Tableau 4.5 : Nomenclature des aspects

#	Nom	#	Nom
A	Consommation de fibres vierges	B	Consommation de produits chimiques pour la production de PTM
C	Consommation d'électricité par le procédé de PTM	D	Transport des copeaux à l'usine
E	Consommation de papier récupéré pour la production de pâte désencrée	F	Consommation de produits chimiques pour la production de pâte désencrée
G	Consommation d'électricité pour la production de pâte désencrée	H	Transport du papier récupéré à l'usine
I	Consommation d'électricité par les machines à papier	J	Distribution du papier (transport)
K	Émissions atmosphériques lors de la production de vapeur	L	Consommation de combustibles pour la production de vapeur
M	Émissions dues à l'effluent		

Il peut être observé que la consommation d'électricité par la production de PTM est un aspect qui contribue significativement à toutes les catégories d'impact. De plus, la consommation de combustible, et plus particulièrement de gaz naturel, est un important contributeur à l'indicateur de destruction de la couche d'ozone. Les émissions aquatiques (et plus spécifiquement la demande biochimique en oxygène, DBO) provenant du traitement des effluents sont le principal contributeur à l'indicateur d'eutrophisation. Finalement, la consommation d'électricité, par les machines à papier cette fois, et les émissions atmosphériques dues à la production de vapeur contribuent à plusieurs indicateurs.

Établissement d'une famille de critères

Pour des fins de simplification, il est considéré que les indicateurs d'ÉICV de la méthode *TRACI*, qui sont normalisés par la méthode BAT, constituent une famille cohérente de critères.

Évaluation des préférences des décideurs et résolution de la problématique décisionnelle

Il est nécessaire de définir des facteurs de pondération afin de calculer la préférence des décideurs (Équation 4.3). Deux scénarios différents ont été évalués. Le premier (W1) présume que tous les impacts sont également importants ($w_{RP} = w_{DO} = w_{AC} = w_{EU} = w_{SP} = w_{ECO} = w_{SHC} = w_{SHNC} = w_{SHP} = 0.11$). Le second scénario (W2) a été défini afin de simuler une problématique spécifique à l'organisation. Tel que montré à la Figure 4.10, les émissions de DBO par le système de traitement des effluents sont le principal contributeur à l'indicateur d'eutrophisation. Cependant, les émissions de DBO à l'usine sont déjà en-deça de la réglementation qui, elle, assure (en principe) que les niveaux émis ne causent pas d'eutrophisation. Pour cette raison, les différentes parties prenantes pourraient décider de ne pas accorder trop d'importance à cet indicateur. À l'opposé, dans le contexte des changements climatiques, celles-ci pourraient accorder beaucoup plus d'importance à l'indicateur de réchauffement planétaire. Pour refléter ces

conditions, le second scénario de pondération n'accorde aucune importance à l'indicateur d'eutrophisation ($w_{EU} = 0$), la plus haute importance à l'indicateur de réchauffement planétaire ($w_{RP} = 0.5$) et une pondération également distribuée entre les autres indicateurs ($w_{DO} = w_{AC} = w_{SP} = w_{ECO} = w_{SHC} = w_{SHNC} = w_{SHP} = 0.07$).

Les résultats de ces deux scénarios sont présentés à la Figure 4.11 et à la Figure 4.12. La nomenclature des aspects a été présentée au Tableau 4.5. Ces figures montrent que la signifiante de la consommation d'électricité surpasse largement celle des autres aspects, et ce, pour les deux scénarios de pondération. Ceux-ci ont tout de même un effet sur le classement global des aspects. Par exemple, les émissions du traitement des effluents se classent au quatrième rang en utilisant le premier scénario de pondération, mais au dernier rang en appliquant le deuxième. Aussi, en accordant plus d'importance aux changements climatiques, les émissions atmosphériques dues à la production de vapeur passent du cinquième au troisième rang de signifiante.

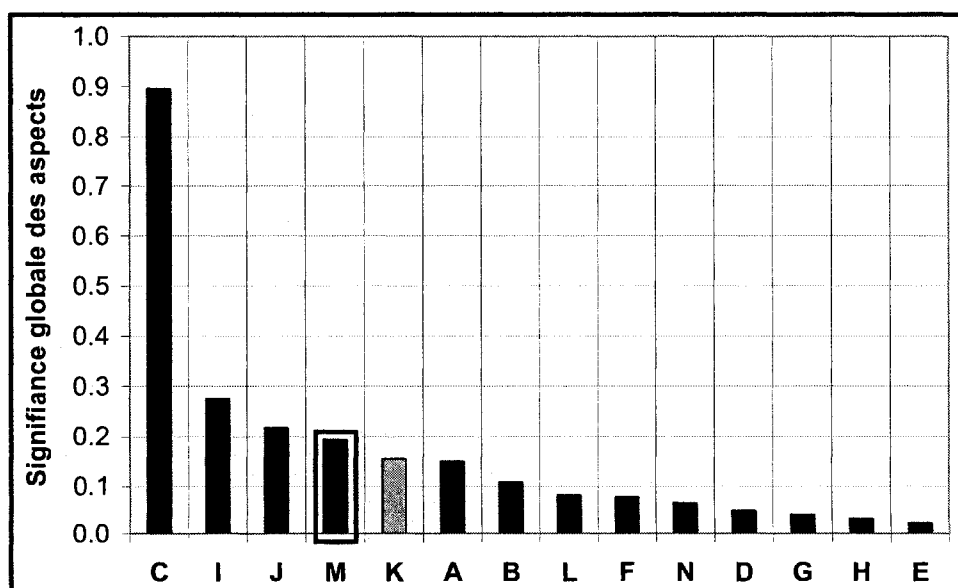


Figure 4.11: Rangement des aspects environnementaux – W1

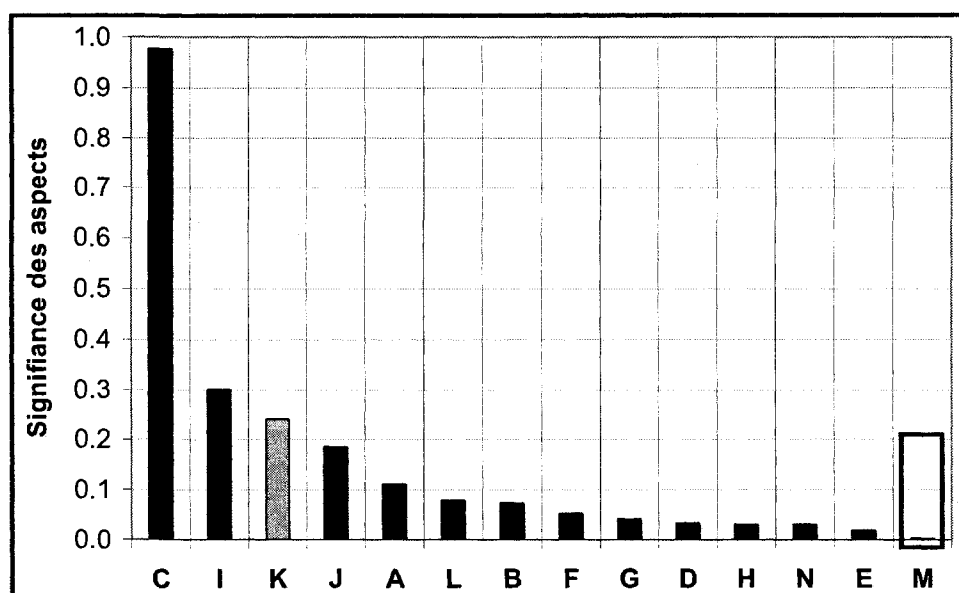


Figure 4.12: Rangement des aspects environnementaux – W2

4.5.1.3 Problématique décisionnelle #2 : Évaluation de projets

Les aspects environnementaux significatifs ayant été identifiés lors de la problématique décisionnelle #1 permettent la définition de programmes environnementaux qui seront évalués à cette étape.

Spécification des objectifs et génération des alternatives

Considérant que la consommation d'électricité au PTM est l'aspect environnemental le plus significatif, l'objectif est donc de la réduire. Par la même occasion, la plupart des indicateurs environnementaux seront affectés. Il est donc possible d'établir des programmes environnementaux tels que ceux présentés au Tableau 4.6¹³.

¹³ Plus de programmes environnementaux ont été évalués dans la publication présentée à l'ANNEXE D.

Tableau 4.6 : Programmes environnementaux

Programme	Description du programme	Principales hypothèses
P1	Modification du procédé de raffinage en un procédé RTS (court temps de résidence, température élevée, vitesse élevée) afin de réduire la consommation d'énergie de 15% [146].	La technologie marginale pour la production d'électricité est le charbon.
P3 ¹⁴	Augmentation du niveau de cogénération à 50% afin de réduire les achats d'électricité.	Des résidus de bois sont disponibles pour la production d'énergie.

Établissement d'une famille de critères et évaluation de la performance des alternatives

Encore ici, il est supposé que les critères établis à l'aide des indicateurs de *TRACI* normalisés constituent une famille cohérente. La performance environnementale des projets est évaluée en élargissant les frontières au niveau 3. Dans le cas des programmes environnementaux P1 et P3, l'expansion des frontières du système a pour principal objectif d'inclure la technologie de production d'électricité affectée et les usages alternatifs de résidus de bois. Les résultats peuvent ensuite être normalisés en utilisant la méthode par les BAT. Ceux-ci sont présentés à la Figure 4.13.

Rappelons que les résultats doivent être interprétés de la façon suivante (Équation 4.3) :

- Tous les résultats sont présentés selon leur distance à la cible divisée par la performance initiale du système (mesurée en utilisant des frontières de niveau 2);
- La distance de la cible à elle-même est nulle (i.e. BAT = 0);
- Un résultat de « X » signifie que la distance à la cible vaut « X » fois la performance initiale du système;
- Un résultat négatif indique que l'alternative performe mieux que la cible.

¹⁴ La numérotation a été gardée constante avec celle employée dans la publication.

Les deux programmes proposés engendrent une amélioration par rapport à la situation actuelle, et ce, pour toutes les catégories d'impact. Pour les indicateurs de destruction de la couche d'ozone (DO), de smog photochimique (SP) et d'écotoxicité (ECO), les deux programmes environnementaux créent un bénéfice supérieur à celui qui aurait été obtenu en implantant les BAT, et ce, en considérant les trois niveaux de frontières.

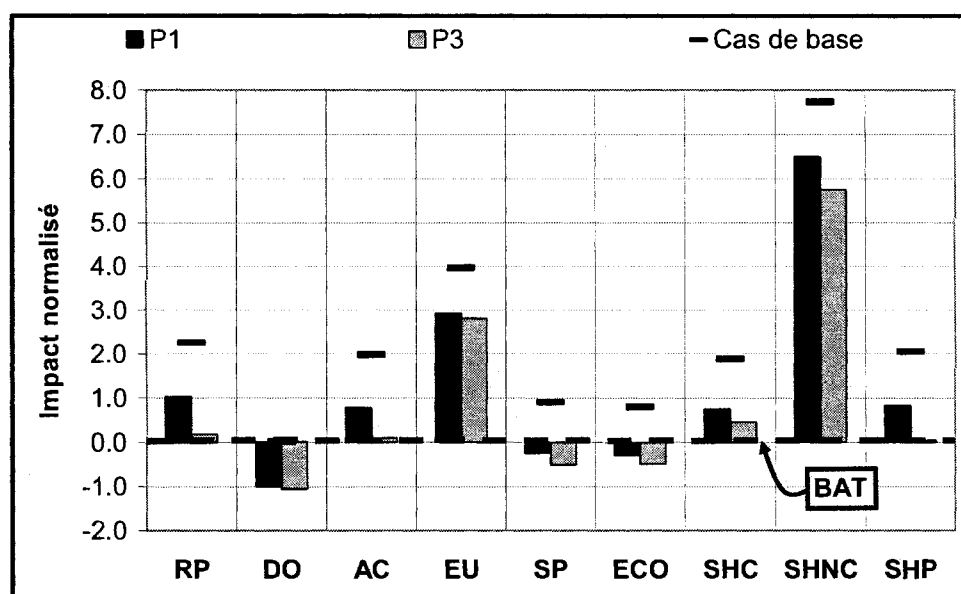


Figure 4.13: Évaluation des programmes environnementaux - normalisation

Évaluation des préférences et résolution

Dans ce cas particulier, le programme P3 montre la meilleure performance pour tous les indicateurs. Il n'y a donc pas besoin de pondérer les indicateurs pour prendre une décision¹⁵.

4.5.1.4 Évaluation de la performance environnementale

Cette étape vise à vérifier que les programmes environnementaux implantés ont les résultats escomptés. Or, l'usine n'a pas implanté les programmes proposés et il n'a pas

¹⁵ L'article à l'Annexe D donne un exemple de pondération.

été possible de voir l'effet de cette implantation sur les indicateurs de performance. Afin d'illustrer l'utilité de l'ACV pour le suivi de la performance environnementale, le modèle a été modifié pour représenter trois années (réelles) consécutives de données et les résultats sont discutés en fonction des projets qui ont eu lieu à l'usine au cours de ces trois années. De plus, une année fictive (année 4) a été créée pour illustrer les effets potentiellement obtenus en implantant le programme P3. Les résultats sont présentés à la Figure 4.14. Rappelons que, jusqu'à maintenant, tous les résultats étaient présentés sous forme différentielle. Pour le suivi de la performance environnementale, il est plutôt nécessaire d'adopter une approche absolue. De plus ces résultats ne sont pas normalisés par les BAT, mais plutôt en utilisant une année de référence (Équation 4.5, l'Année 1 est l'année de référence). Finalement, pour les résultats présentés à cette figure, il a été supposé que la production annuelle ne variait pas. Dans le cas où elle varierait de manière significative, il serait intéressant de présenter deux résultats : les résultats par tonne de produit et les résultats globaux annuels.

Il est possible d'observer que la plupart des indicateurs de performance se sont améliorés au cours des quatre années. Ceci est principalement explicable par la réduction de la consommation d'électricité (due à une diminution de consommation de PTM compensée par une augmentation de la consommation de la pâte désencrée) et de gaz naturel.

Il est aussi illustré à cette figure que l'implantation du programme P3 améliorerait globalement la performance environnementale. Il est intéressant de constater que, lors de l'évaluation du programme P3 en utilisant le troisième niveau de frontières (voir Figure 4.13), une diminution de l'indicateur d'eutrophisation avait été observé. Toutefois, en utilisant, le profil environnemental de l'organisation selon le deuxième niveau de frontières, on observe plutôt un accroissement de cet indicateur due à une augmentation des émissions de la combustion du bois (plus de cogénération). Ceci indique que les émissions « eutrophisantes » émises dans le système d'avant-plan sont

largement compensées par une réduction de celles-ci dans les systèmes affectés et illustre l'importance d'élargir les frontières lors de l'évaluation de projets affectant potentiellement d'autres cycles de vie. Si l'organisation voulait publier les résultats de l'évaluation de sa performance environnementale, elle pourrait accompagner la figure d'une note explicative.

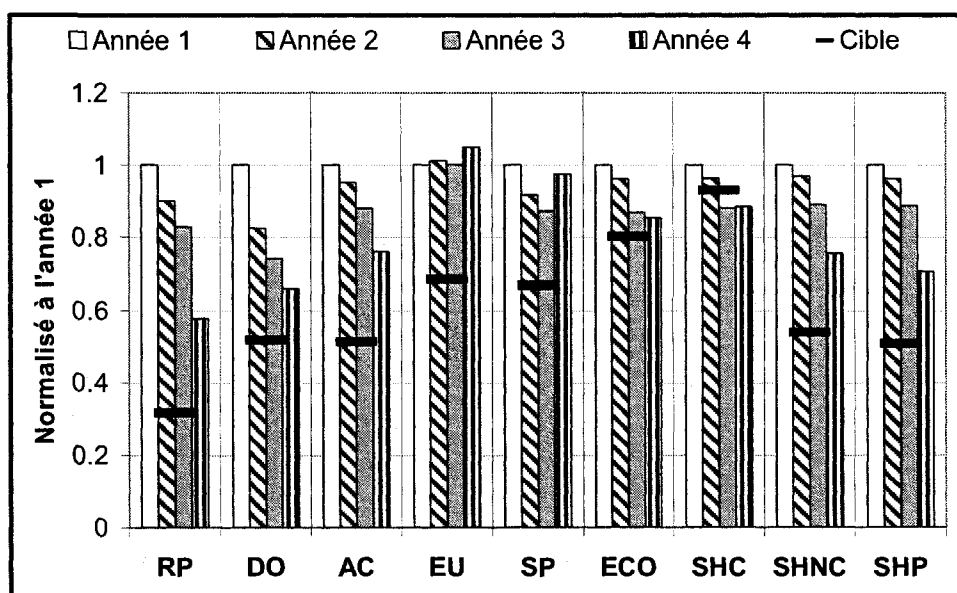


Figure 4.14: Évaluation annuelle des indicateurs de performance

(La cible réfère à l'évaluation des BAT, et ce, un utilisant une approche non différentielle et des frontières de niveau 2)

4.5.1.5 Mise à jour de la liste des aspects après l'implantation d'un programme

La liste des aspects doit être mise à jour lorsqu'un programme environnemental ou une autre modification à l'organisation est implantée. La signifiante des aspects environnementaux a donc été recalculée après l'implantation de P3 en utilisant le scénario de pondération W2 (Figure 4.15). Cette figure montre que l'implantation du programme P3 a un effet significatif sur le classement des aspects environnementaux. En effet, il réduit la signifiante des aspects liés à la consommation d'électricité (C : du PTM, I : des machines à papier, G : du désencrage). Puisque le projet hausse le

niveau de cogénération à l'usine à partir de biomasse, moins d'électricité est achetée au réseau et la production d'électricité à partir de charbon est réduite. Enfin, pour générer plus d'électricité sur le site, il est nécessaire d'augmenter la production de vapeur, ce qui a pour effet d'augmenter la signifiante des émissions atmosphériques reliées à celle-ci.

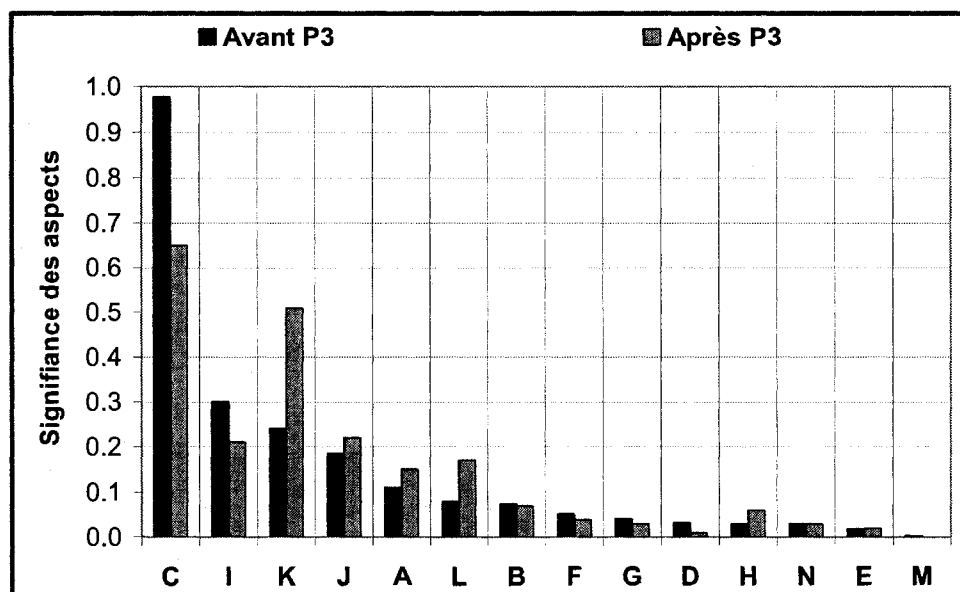


Figure 4.15 : Signifiante des aspects avant et après l'implantation de P3

4.5.2 Étude de cas #2

4.5.2.1 Alternatives évaluées

Pour l'évaluation des projets tactiques de cogénération et de désencrage, il est nécessaire de définir des alternatives. Quatre options, basées sur des travaux antérieurs [133] sont donc utilisées (Tableau 4.7).

Toutes ces alternatives visent l'augmentation de la capacité de production de pâte désencrée (PD) et l'implantation de cogénération. Les principaux effets de ces projets sur le procédé sont: 1) une augmentation de la consommation de papier récupéré, 2)

une réduction de la consommation de fibre vierge (copeaux d'épinette), 3) une augmentation de la production de vapeur à partir de gaz naturel ou de résidus de bois (pour compenser la perte de vapeur produite par le procédé de production de la PTM), 4) une réduction des achats d'électricité et 5) une augmentation des déchets produits sur le site (boues de désencrage).

Tableau 4.7 : Options de procédé

Option	Fibres		Énergie		Autres caractéristiques importantes des options
	PTM	PD	Cogen	Électricité achetée	
Cas de base	80%	20%	3%	97%	N/A
Option 1	50%	50%	60%	40%	Production additionnelle de PD à l'aide de nouveaux équipements seulement; meilleur rendement et moins de boues produites que le procédé actuel
					Cogénération effectuée principalement à partir de résidus de bois
Option 2	0%	100%	78%	22%	Idem Option 1
Option 3	0%	100%	95%	5%	Idem Option 1 sauf que la cogénération est produite à partir de gaz naturel
Option 4	50%	50%	59%	41%	Idem Option 1 sauf que la pâte désencrée est produite à partir d'une combinaison d'anciens équipements et de nouvelles technologies

4.5.2.2 Comparaison des approches d'ACV-A et d'ACV-C

Établissement des frontières : ACV-A

Les frontières selon cette approche incluent les systèmes d'avant- et d'arrière-plan tels que présentés à la Figure 4.9. Deux principaux processus multifonctionnels sont

présents dans le système : les scieries et le recyclage (collecte, tri et production de pâte désencrée). Alors qu'il avait été démontré, pour cette étude de cas, que les procédures d'imputation pour les trois coproduits de la scierie (bois d'œuvre, copeaux et résidus de bois) avaient peu d'effets sur les résultats [13], il est reconnu que celles-ci peuvent être critiques dans le cas du recyclage en boucle ouverte. L'imputation concernant le recyclage vise deux objectifs : 1) répartir le fardeau environnemental de tout le cycle de vie de la fibre entre ses différents consommateurs, 2) reconnaître la multifonctionnalité du procédé de recyclage (produire de la matière première et gérer un déchet). Il existe plusieurs méthodes permettant d'atteindre ces deux objectifs et la comparaison systématique de celles-ci n'est pas l'objectif de ces travaux. Cependant, puisque l'imputation est une caractéristique propre à l'ACV-A, il est important d'inclure cet élément lorsque l'on tente de la comparer avec l'ACV-C. Pour cette raison, deux méthodes sont comparées : 1) une méthode simple de coupure, 2) une méthode d'« extraction-charge ».

Selon la méthode de coupure simple, chaque produit dans le cycle de vie de la fibre est responsable seulement des impacts environnementaux qu'il génère directement. Le procédé de recyclage est, quant à lui, imputé totalement au produit qui utilise la fibre recyclée. Bref, si on se réfère à la Figure 4.16, le consommateur de fibre recyclée se voit imputé les impacts liés au processus de recyclage en amont ainsi que tous les impacts liés à la production, l'utilisation et la disposition finale du Produit 2.

La méthode d'« extraction-charge » considère, quant à elle, que tout matériel devient ultimement un déchet et que la disposition en fin de vie est une conséquence inévitable de l'extraction de ressources. L'approche « du berceau à la porte » (i.e. de la forêt à la distribution du papier) présentée à la Figure 4.9 ne permet pas d'appliquer cette approche. Elle a donc été modifiée légèrement afin d'inclure la fin de vie. Autrement dit, le Système 1 est non seulement responsable de l'enfouissement de P_1 , mais aussi de

celui de P_2 (Figure 4.16). Le procédé de recyclage est traité de la même façon que précédemment.

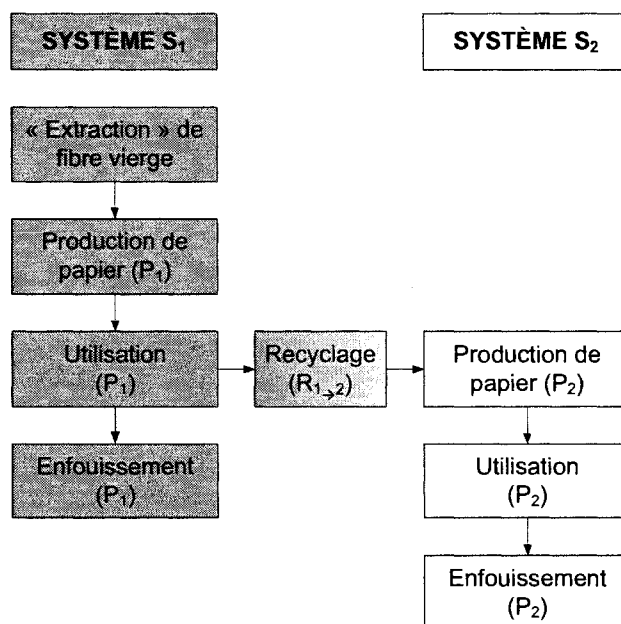


Figure 4.16 : Recyclage en boucle ouverte

Établissement des frontières : ACV-C

Tel que mentionné préalablement, lorsque l'on applique une approche d'ACV-C seul les procédés affectés sont inclus dans les frontières. Ceux-ci peuvent se trouver dans le système d'avant-plan, dans le système d'arrière-plan ou dans d'autres cycles de vie affectés. Les principaux procédés affectés par l'implantation de la cogénération et du désencrage à l'usine de papier journal sont présentés au Tableau 4.8.

Tableau 4.8 : Procédés affectés par l'implantation des options de procédé

Flux affecté dans le système d'avant-plan	Hypothèses	Principaux procédés affectés dans les systèmes d'arrière-plan et/ou affectés
Papier récupéré	Des estimés pour l'élasticité de la demande et de l'offre de papier récupéré ont été utilisés. Selon cette approche, 38% du papier récupéré supplémentaire utilisé par le système étudié est dévié d'autres usages et doit être compensé par la production de pâte vierge (PTM et kraft) et 62% est dévié du site d'enfouissement résultant en une réelle réduction de l'utilisation de fibres vierges.	Transport de papier récupéré à l'usine, production de PD et activités de recyclage dans d'autres systèmes, production de PTM et de pâte kraft dans d'autres systèmes et extraction de la fibre associée, quantité de matière en fin de vie.
Copeaux	Une réduction de l'utilisation des copeaux dans le système étudié entraîne une réduction de la production de copeaux dans d'autres systèmes (les scieries locales ne peuvent pas réduire leur production de copeaux).	Production de copeaux dans d'autres systèmes, extraction de la fibre vierge associée.
Résidus de bois	L'augmentation de la consommation de résidus de bois se fait par la récupération des résidus laissés en forêt.	Transport des résidus à l'usine.
Électricité	La technologie marginale est le charbon.	Technologie marginale.
Gaz naturel	L'offre de gaz naturel est complètement élastique: les différences de consommation se reflètent directement sur la production.	Production de gaz naturel.
Produits chimiques	Idem.	Production de chimiques.

Comparaison des deux approches

Les résultats complets pour les deux approches sont présentés dans l'article 5 disponible à l'Annexe E. Afin de comparer les deux approches, les résultats d'ACV-A ont été exprimés de façon différentielle, c'est-à-dire que les indicateurs du cas de base ont été soustraits à ceux des options évaluées. Il est important de noter que tous les

résultats présentés ont été normalisés en utilisant le profil environnemental initial de l'usine obtenu par l'approche d'ACV-A. On compare alors la différence due à l'implantation des options au profil global de l'usine. Une différence positive signifie que l'impact a augmenté par rapport au cas de base et une différence négative l'inverse. Un score de « X » signifie que la différence obtenue vaut « X » fois la performance initiale obtenue. De plus, la méthode d'impact *TRACI* [145] a été utilisée.

Effet de l'inclusion des systèmes affectés

La Figure 4.17 et la Figure 4.18 montrent l'effet sur les résultats d'inclure ou non les systèmes affectés (niveau 3) lors de l'évaluation d'options de procédés, et ce, pour l'indicateur de réchauffement planétaire (RP) et l'indicateur d'eutrophisation (EU). Les systèmes affectés ne sont pas inclus en utilisant l'approche d'ACV-A, mais le sont pour l'approche d'ACV-C.

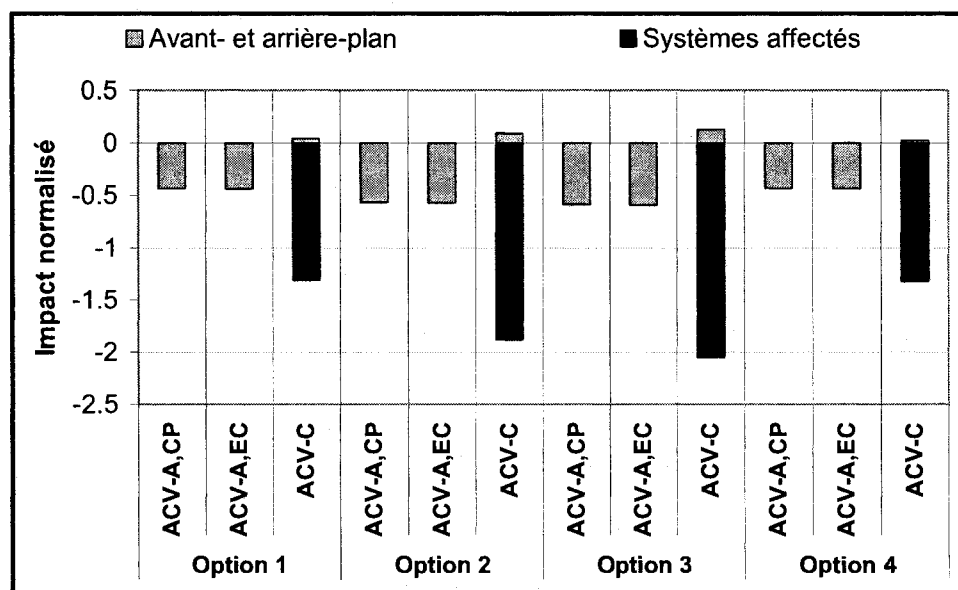


Figure 4.17 : Effet de l'inclusion des systèmes affectés (RP)

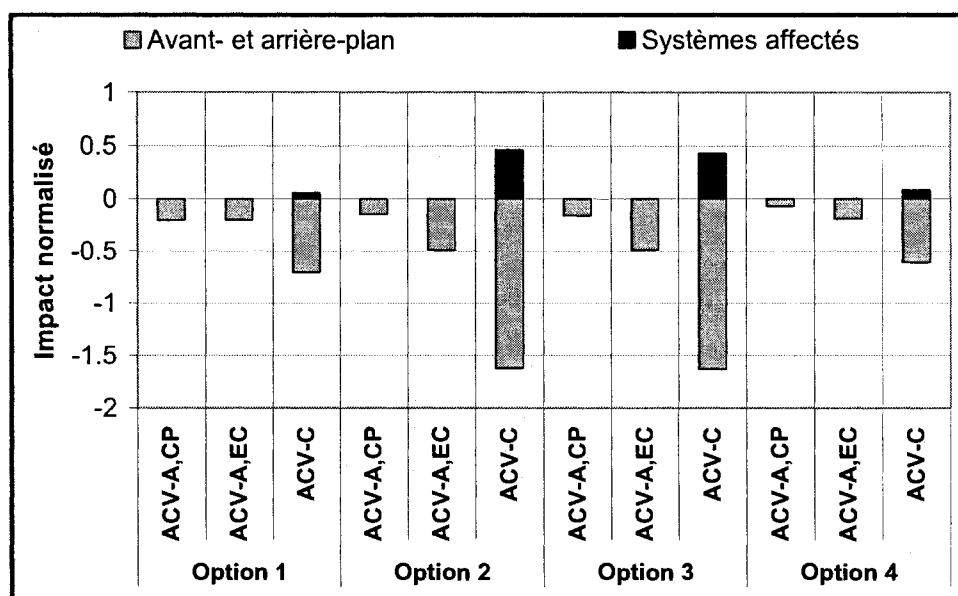


Figure 4.18 : Effet de l'inclusion des systèmes affectés (EU)

L'indicateur de réchauffement planétaire est un exemple où l'impact sur les systèmes affectés (niveau 3) est très significatif comparativement à celui sur les systèmes d'avant- et d'arrière-plan (niveaux 1 et 2). L'indicateur d'eutrophisation montre que parfois l'effet sur les systèmes affectés est contraire à celui observé sur les systèmes d'avant- et d'arrière-plan. Ces deux observations soulignent l'importance de l'inclusion des systèmes affectés.

Effet du choix de la technologie marginale

Une autre distinction entre l'ACV-A et l'ACV-C est l'utilisation de la technologie moyenne versus de la technologie marginale. La production d'électricité est un bon exemple où ce choix peut avoir un effet dramatique.

En ACV-A, l'objectif est de produire le profil environnemental du système avant et après l'implantation des options. Puisque le réseau de distribution d'électricité ne sera que marginalement touché par un changement dans la consommation d'électricité de

l'usine, la proportion des sources d'énergie (« grid mix ») ne sera pas significativement affectée par un changement dans la demande. On utilise donc la moyenne.

En ACV-C, l'objectif est plutôt de décrire les conséquences environnementales de l'application de ces options. Pour cette raison, la technologie marginale qui sera effectivement affectée par la mise en œuvre des options doit être identifiée. Dans cette étude de cas, la technologie marginale de production d'électricité touchée par un changement dans la consommation d'électricité de l'usine a été présumée être la production d'électricité à partir de charbon (basé sur la procédure proposée par Weidema [147]). L'effet de l'utilisation de cette technologie plutôt que la moyenne pour les indicateurs de réchauffement planétaire (RP), d'acidification (AC) et de santé humaine non cancer (SHNC) est montré à la Figure 4.19. Afin de dissocier l'effet de la technologie marginale des autres effets (e.g. l'allocation), la figure présente seulement les résultats d'ACV-C où on a fait varier le modèle d'électricité consommée. L'avantage d'une réduction de la consommation d'électricité est beaucoup plus important dans le cas où l'on modélise la technologie marginale parce que la consommation d'électricité des centrales électriques au charbon plutôt que d'un mélange de charbon, d'hydroélectricité et de nucléaire est réduite.

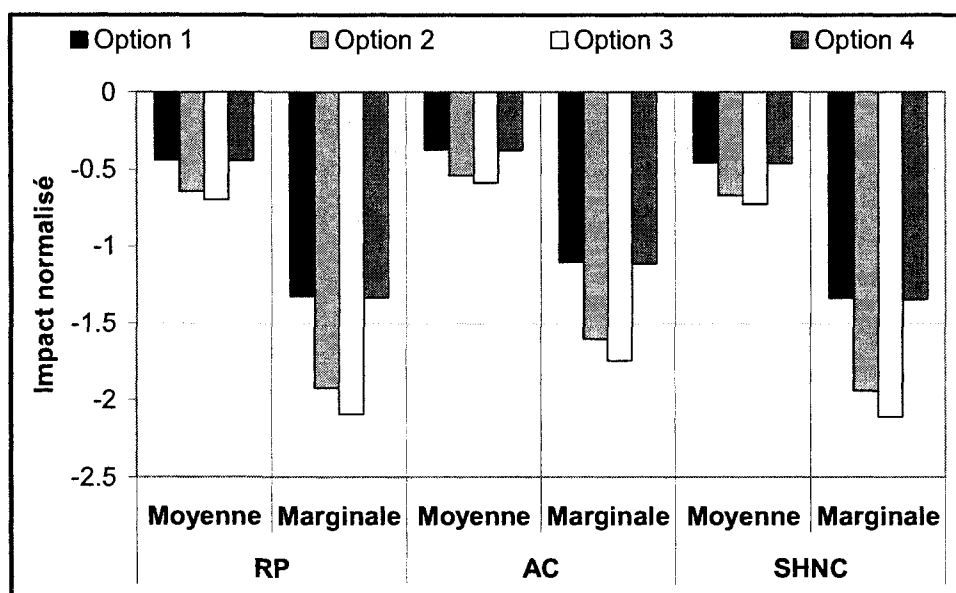


Figure 4.19 : Effet de la technologie marginale

Effet du choix de la procédure d'imputation

La dernière différence importante entre l'ACV-A et l'ACV-C est que l'ACV-A utilise des procédures d'imputation pour les processus multifonctionnels. L'effet de la sélection d'une procédure plutôt qu'une autre est illustré à la Figure 4.20. Cette figure compare les résultats de l'ACV-C à ceux obtenus en utilisant les deux procédures d'imputation discutées préalablement (coupure (CP) et « extraction-charge » (EC)) pour l'indicateur de santé humaine cancer.

Tandis que l'ACV-C tente de décrire les conséquences environnementales totales causées par chaque option, l'ACV-A essaie de déterminer quelle partie de ces conséquences est imputable au système étudié. On peut constater que les deux procédures d'affectation imputent aux options considérées des portions différentes des conséquences totales. Dans ce cas-ci, tout dépendamment de la procédure d'imputation, on n'obtient pas la même classification des options :

- **ACV-A, CP :** (Option 1 \approx Option 3 \approx Option 4) < Option 2;
- **ACV-A, EC :** (Option 3 < Option 2 < Option 1) \approx Option 4;
- **ACV-C :** Option 3 < Option 2 < (Option 1 \approx Option 4).

Si l'on considère que l'ACV-C nous donne la « bonne réponse », alors l'une des procédures d'imputation aurait probablement conduit à une mauvaise décision

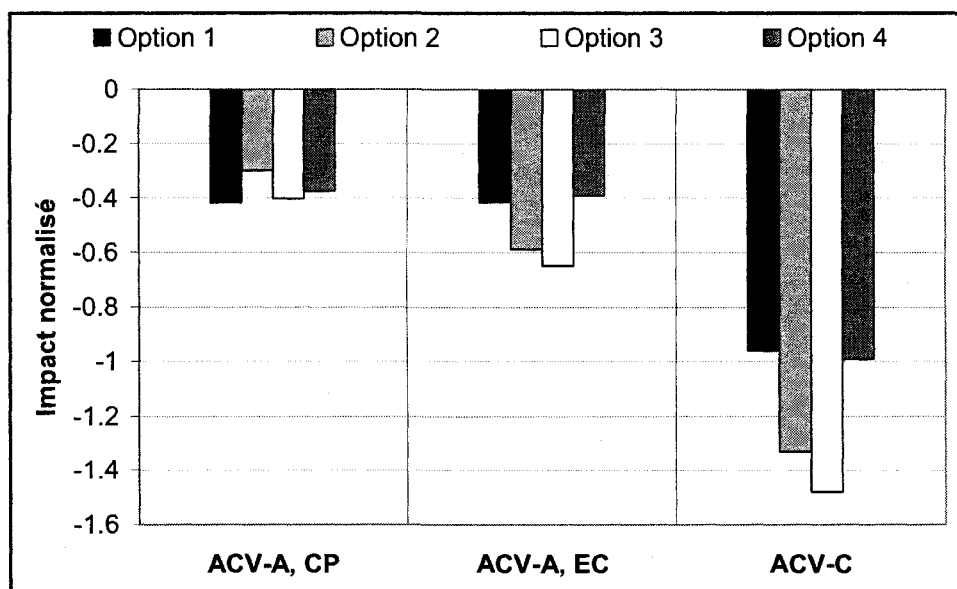


Figure 4.20 : Effet de la procédure d'imputation (SHC)

4.5.2.3 Application du cadre méthodologique

Dans cette section, l'application du cadre méthodologique dans le contexte d'un projet tactique est illustrée. Ceci s'insère donc directement dans la section « problématique décisionnelle #2 » de celui-ci, tel qu'illustré à la Figure 4.5.

Spécification des objectifs et génération des alternatives

Les alternatives présentées au Tableau 4.7 ont d'abord été générées afin de répondre à des objectifs économiques [133]. Bien que cette étude de cas n'illustre pas cette étape,

elle montre néanmoins que le cadre proposé peut être appliqué pour divers projets de l'entreprise.

Établissement d'une famille cohérente de critères et évaluation des alternatives

La méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères (voir Figure 4.4) est démontrée pour les alternatives proposées, et ce, pour une gamme d'objectifs environnementaux.

Choix initial d'une méthode : Puisqu'il n'y a pas de méthode de caractérisation orientée « dommages » qui soit totalement applicable au contexte nord-américain, la méthode européenne *IMPACT 2002+* (dommages) [148] a été appliquée. Les résultats qui sont présentés à la Figure 4.21 ont été normalisés en utilisant la méthode de distance à la cible (BAT) décrite préalablement. La méthode sélectionnée ne peut être retenue que si elle permet de différencier les alternatives. Pour ce faire, il est nécessaire de sélectionner un seuil de discrimination. Par exemple, un seuil fixé à 1.0 ne permettrait pas, dans ce cas précis, de distinguer les alternatives et il serait nécessaire de privilégier une méthode orientée problèmes.

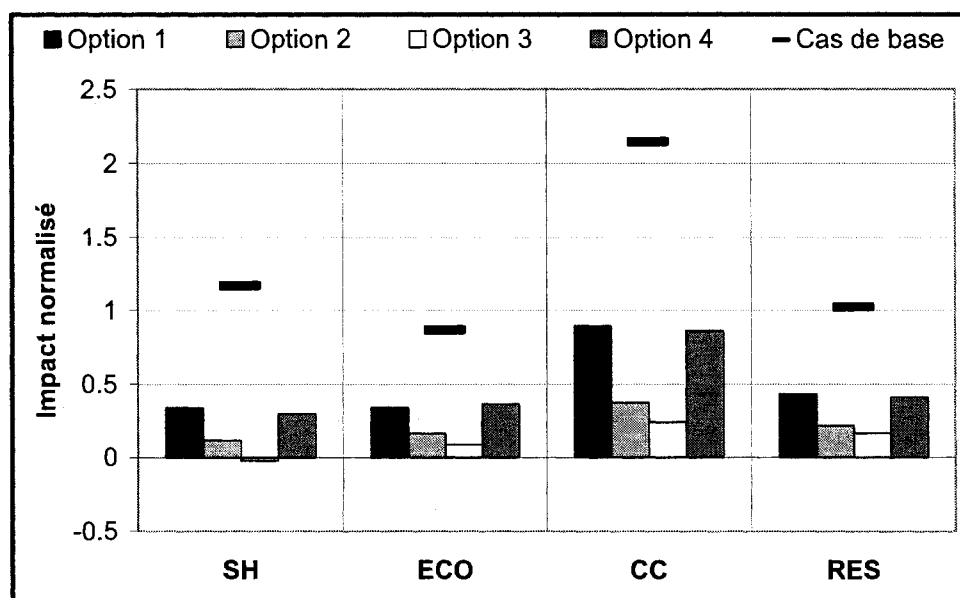


Figure 4.21 : Application de la méthode *IMPACT 2002+* à l'étude de cas #2
 (SH : santé humaine, ECO : qualité des écosystème, CC : changements climatiques, RES : ressources non renouvelables)

Dans cette étude de cas, la méthode orientée problèmes *TRACI* [145], qui était la seule méthode adaptée au contexte nord-américain lorsque cette étude de cas a été amorcée, a été appliquée. Les résultats sont présentés à la Figure 4.22. En supposant que l'on puisse appliquer le même seuil de discrimination (1.0), plus d'indicateurs permettent de distinguer les alternatives en utilisant cette méthode qu'en utilisant la méthode *IMPACT 2002+*. Cette méthode est donc conservée comme choix initial.

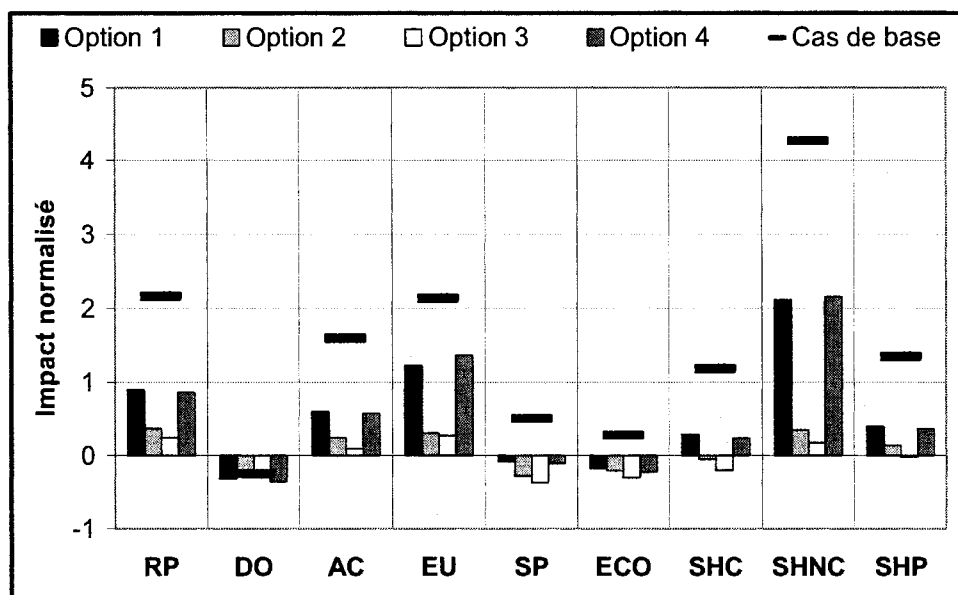


Figure 4.22 : Application de la méthode *TRACI* à l'étude de cas #2

Exigence d'exhaustivité : La méthode *TRACI*, ayant été retenue comme choix initial, n'inclut pas d'indicateurs de consommation des ressources. Elle est donc potentiellement incomplète. Pour cette raison, l'ajout d'indicateurs tels que la consommation d'eau (inventaire) et l'occupation du territoire (*IMPACT 2002+*, problèmes) a été considéré. Cependant, tel qu'illustré à la Figure 4.23, ces indicateurs ne permettent pas de distinguer les alternatives et donc, ne sont pas inclus dans la famille de critères.

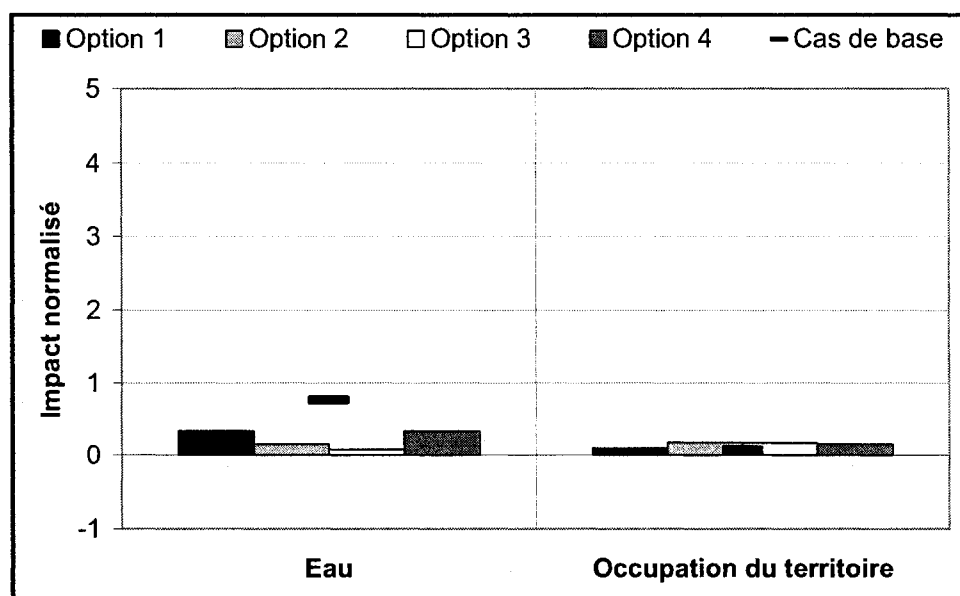


Figure 4.23 : Indicateurs d'eau et d'occupation du territoire

Exigence de non redondance : Il est supposé que les indicateurs de TRACI ne sont pas redondants.

Exigence de minimalisme : Afin de s'assurer que la famille est minimale, il est nécessaire d'éliminer tous les indicateurs pour lesquels il n'est globalement pas possible de discriminer les alternatives. En utilisant un seuil de discrimination de 1.0, la famille inclurait les indicateurs suivants (voir Figure 4.22) : eutrophisation (EU) et santé humaine non cancer (SHNC).

Exigence de cohésion : L'hypothèse, selon laquelle il n'existe pas de dépendance préférentielle entre les indicateurs d'eutrophisation et de santé humaine non cancer a été posée.

Évaluation des préférences et résolution de la problématique

La Figure 4.22 permet le classement des alternatives suivant (toujours en considérant un seuil de discrimination de 1.0) :

- **Eutrophisation** : (Option 2 \approx Option 3) < (Option 1 \approx Option 4);
- **Santé humaine non cancer** : (Option 2 \approx Option 3) < (Option 1 \approx Option 4).

Il est possible de constater qu'il n'existe aucun compromis entre les deux indicateurs conservés dans la famille de critères et donc, qu'il n'est pas nécessaire de procéder à la pondération afin d'en arriver à une décision. Les options 2 et 3 sont celles qui causent le bénéfice environnemental le plus intéressant et donc qui devraient être privilégiées.

4.5.3 Étude de cas #3

4.5.3.1 Alternatives considérées

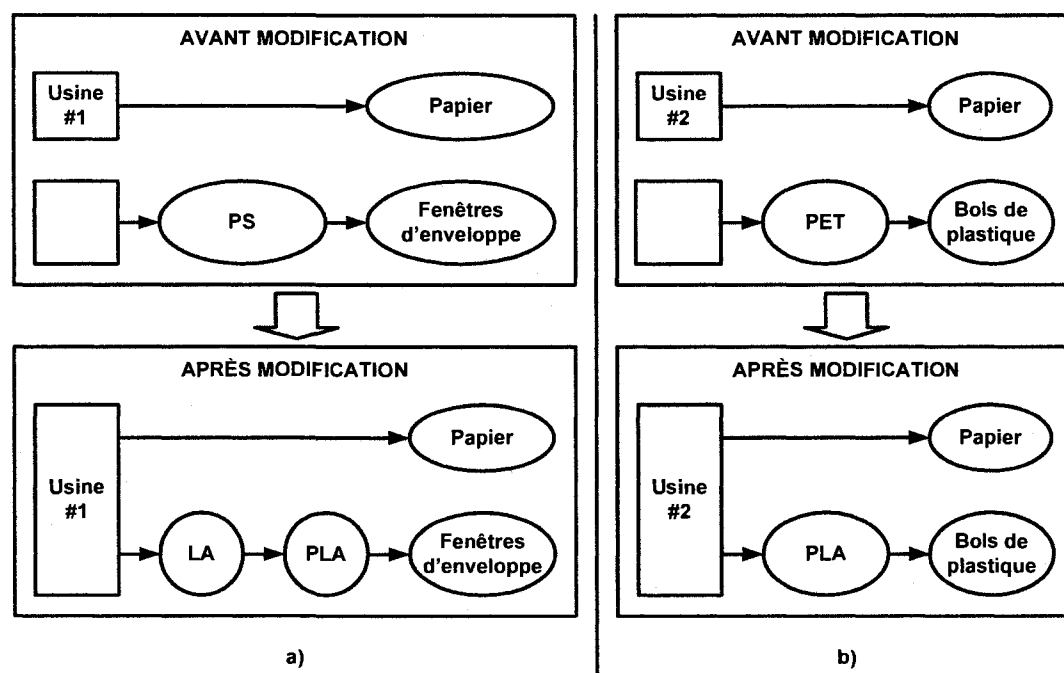
Tel que mentionné précédemment, l'étude de cas #3 vise à évaluer l'implantation d'un procédé de bioraffinerie. Deux options sont considérées :

- 1) Installation d'un procédé de production d'acide lactique (LA) dans une usine kraft intégrée située au sud-est des États-Unis et transport du LA à une usine de polymérisation qui le transformera en acide polylactique (PLA) et le vendra à un producteur de fenêtres d'enveloppe afin de substituer du polystyrène (PS);
- 2) Installation d'un procédé de production de PLA dans une usine kraft intégrée située au Québec qui le vendra localement à un producteur de bols de plastiques afin de substituer du polyéthylène téréphtalate (PET).

Tous les détails des bilans de masse, des hypothèses et de l'ACV sont présentés à l'Annexe K.

4.5.3.2 Comparaison des approches d'ACV-A et d'ACV-C : Importance de l'expansion des frontières du système

La Figure 4.24 présente un schéma simplifié des systèmes à l'étude. Lors d'une ACV-A, on tente de comparer les fenêtres d'enveloppe ou les bols de plastique produits avant et après la modification du système. Pour ce faire, il est nécessaire de diviser, en utilisant une règle d'imputation, les impacts survenant à l'usine #1 entre le papier et le LA et ceux de l'usine #2 entre le papier et le PLA. Dans cette étude, les trois règles d'imputation (I_1 , I_2 et I_3) présentées au Tableau 4.9 ont été comparées.



Une autre approche consiste (I_4) à élargir les frontières afin d'inclure toutes les fonctions affectées par la modification du système (ACV-C). On ne tente pas alors de comparer des fenêtres d'enveloppe ou des bols de plastique, mais bien de tracer le profil environnemental net de la modification. S'il y avait d'autres fonctions affectées par la modification que celles présentées à la Figure 4.24, elles seraient aussi couvertes

par l'élargissement des frontières. Autrement dit, on tente de comparer les systèmes affectés avant et après leur modification en utilisant une approche différentielle. Ce genre d'approche évite qu'il soit nécessaire de modéliser tous les processus qui ne varient pas entre les états. Dans ce contexte, un résultat positif signifie que l'impact environnemental a augmenté, tandis qu'un résultat négatif implique une réduction de celui-ci.

Tableau 4.9: Description des procédures d'imputation

Approche d'imputation	Usine #1		Usine #2	
	Papier	LA	Papier	PLA
I ₁	On ne calcule pas de facteurs de pondération, mais on subdivise plutôt le système afin de déterminer ce qui est imputable à qui			
I ₂ *	79%	21%	63%	37%
I ₃	85%	15%	81%	19%
I ₄	L'expansion des frontières du système n'est pas une procédure d'imputation en soi, mais bien une façon d'éviter l'imputation en élargissant celles-ci de façon à inclure toutes les fonctions affectées par une modification au système investigué (ACV-C)			

*Les hypothèses suivantes ont été posées concernant les prix :

Papier : 1300 \$/t, **LA** : 1900 \$/t, **PLA** : 3300 \$/t

Afin de comparer ces deux approches (ACV-A et ACV-C), il est nécessaire de les exprimer sur une base équivalente. Puisque l'inventaire du cycle de vie est normalement compilé de façon différentielle en ACV-C (i.e. seulement les différences avec le statu quo sont calculées), il est nécessaire d'exprimer les résultats de l'ACV-A de la même manière. Pour ce faire, le profil du produit substitué (produit de PS ou de PET) est déduit de celui du produit correspondant de PLA. Conséquemment, un résultat négatif signifie une amélioration par rapport à la situation initiale et vice versa. Les résultats de la comparaison des deux approches, pour l'usine #1 seulement, sont présentés à la Figure 4.25.

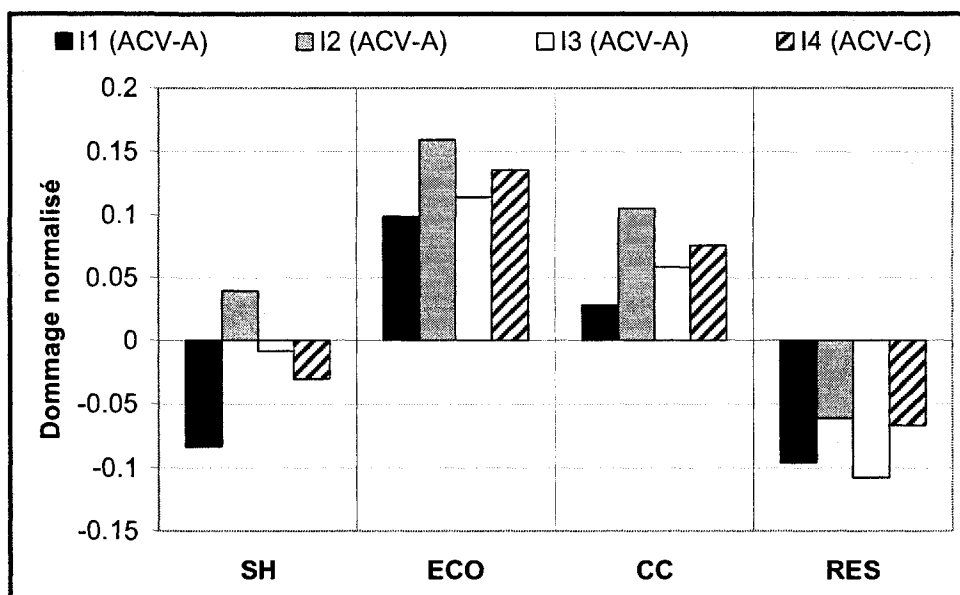


Figure 4.25 : Comparaison des résultats de l'ACV-A et de l'ACV-C

Aucune des procédures d'imputation ne permet de prédire la conséquence environnementale nette (ACV-C, I_4) de l'implantation du procédé de bioraffinerie. Normalement, conformément à la norme ISO [55], la première procédure d'imputation, consistant en la subdivision du système (I_1), serait préférée. Ce qui est d'autant plus vrai que, dans ce cas particulier, les entrants et sortants des différents processus sont une meilleure explication de l'impact environnemental que la masse de produits (I_3) ou que leur valeur économique (I_2). Toutefois, cette procédure d'imputation donne les plus mauvais résultats par rapport à ceux obtenus avec l'approche d'ACV-C, et ce, pour la plupart des indicateurs. Dans le cas des indicateurs de santé humaine, de qualité des écosystèmes et de changements climatiques, la procédure d'imputation massique (I_3) fait une meilleure prédiction, et ce, même s'il n'existe pas de relation de cause à effet entre la masse relative des produits de papier et de LA et leur impact environnemental. La répartition économique (I_2), quant à elle, est une meilleure prévision de l'indicateur de ressources pour cette étude de cas.

Les résultats obtenus pour l'indicateur de santé humaine sont particulièrement intéressants. En effet, cet indicateur obtient des résultats positifs et négatifs selon la procédure d'imputation sélectionnée. Rappelons qu'un résultat positif signifie que les fenêtres produites à partir de PLA ont plus d'impact et inversement. Cela signifie donc que le choix d'une procédure d'allocation plutôt qu'une autre aboutirait à des conclusions différentes.

Deux grandes observations peuvent être faites des précédents commentaires. Tout d'abord, des conclusions contradictoires peuvent être établies en fonction de la procédure d'imputation sélectionnée. Deuxièmement, il n'est pas possible de déterminer a priori la procédure d'allocation qui donnera le meilleur résultat. Il pourrait être argumenté que des analyses de sensibilité pourraient être utilisées pour évaluer l'effet de ce choix, mais, si des résultats différents étaient obtenus, il n'y aurait pas de rationnelle pour privilégier l'une plutôt que l'autre. Bref, cette analyse montre que, dans le cas de problèmes stratégiques de conception de procédés tels que l'implantation de la bioraffinerie, il n'est pas approprié de mettre l'emphasis sur la performance environnementale des produits impliqués. Celle-ci devrait plutôt être placée sur l'évaluation des conséquences environnementales liées à la mise en œuvre des nouveaux systèmes industriels.

4.5.3.3 *Adaptation de la méthode de normalisation*

L'approche de normalisation présentée précédemment n'est pas applicable au contexte d'un projet stratégique (modifiant les fonctions du système) si les BAT ne sont pas disponibles. Il est donc nécessaire de recourir à une méthode alternative. Dans ce contexte, la méthode proposée est basée sur la notion de fonction exportée (une fonction exportée est une fonction produite dans un système et utilisée dans un autre). Typiquement, celle-ci substituera une autre fonction dans ce deuxième système. Il est donc possible de calculer le Bénéfice Maximal Théorique (BMT) correspondant à une substitution idéale (substitution pour laquelle il n'y aura ni de nouvel impact créé ni

bénéfice indirect). Le BMT, au même titre que les BAT peut alors servir de cible, tel qu'illustré à l'Équation 4.7 :

$$N_{i,S} = \left(\frac{I_{i,S} - I_{i,BMT}}{I_{i,org}} \right) \quad (4.7)$$

où:

- $N_{i,S}$: Impact i normalisé pour le scénario S;
- $I_{i,org}$: Impact i pour l'organisation;
- $I_{i,S}$: Impact i pour le scénario S;
- $I_{i,BMT}$: Impact i pour le bénéfice maximal théorique.

L'interprétation des résultats obtenus selon cette méthode de normalisation est présentée au Tableau 4.10.

Tableau 4.10 : Interprétation des résultats normalisés par le BMT

Résultat obtenu	Interprétation
$N_{i,S} > (N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2})$	Le scénario cause une augmentation des impacts
$N_{i,S} = (N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2})$	Le scénario n'affecte pas la performance environnementale
$(N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2}) > N_{i,S} > 0$	Le scénario cause une diminution des impacts inférieure au BMT
$N_{i,S} = 0$	Le scénario cause une diminution des impacts équivalente au BMT
$N_{i,S} < 0$	Le scénario cause une diminution des impacts supérieure au BMT
U-1 : Usine #1 avant modification, U-2 : Usine #2 avant modification, Org : (U-1) + (U-2)	

L'évaluation d'options de bioraffinerie est un bel exemple où l'on peut appliquer le concept précédent. En effet, une caractéristique des procédés de bioraffinerie est de fournir un « bio-substitut » (fonction exportée) à un produit généralement d'origine

pétrochimique. L'élimination de la production d'un tel produit cause des bénéfices environnementaux qui peuvent être utilisés comme cible.

4.5.3.4 *Application du cadre*

Cette étude de cas a été définie afin d'illustrer le cadre méthodologique pour le cas d'un projet stratégique. Ceci s'insère donc directement dans la section « évaluation des projets » (deuxième problématique décisionnelle) de celui-ci, tel qu'illustré à la Figure 4.5.

Spécification des objectifs et génération des alternatives

Dans le cas d'un projet stratégique, un ensemble d'objectifs qui dépassent largement la perspective environnementale seraient utilisés pour définir les alternatives. Dans cette étude de cas, les alternatives sont fixes et on tente de sélectionner celle qui génèrera le plus de bénéfices environnementaux, tels que définis par les indicateurs d'ÉICV.

Établissement d'une famille cohérente d'indicateurs et évaluation de la performance des alternatives

La méthode d'ÉICV *IMPACT 2002+* a été sélectionnée initialement. Il est supposé que celle-ci rencontre les exigences d'exhaustivité et de non redondance. Il a aussi été vérifié que l'utilisation des indicateurs de dommage n'entraînait pas une perte d'informations utiles pour la prise de décisions. Afin de juger de l'exigence de minimalisme, il est nécessaire d'évaluer la performance des alternatives. Pour ce faire, la méthode d'ÉICV doit être appliquée et les résultats normalisés en utilisant l'approche adaptée (section 4.5.3.3).

Les résultats pour le calcul du BMT sont présentés à la Figure 4.26. On remarque que, sauf pour l'indicateur de qualité des écosystèmes pour lequel le bénéfice des deux substitutions est quasi équivalent, la substitution du PS génère de meilleurs résultats que la substitution du PET. Ceci est dû au fait qu'il est plus bénéfique de substituer une

matière non recyclable qu'une ressource recyclable. La substitution du PS est donc considérée comme le BMT.

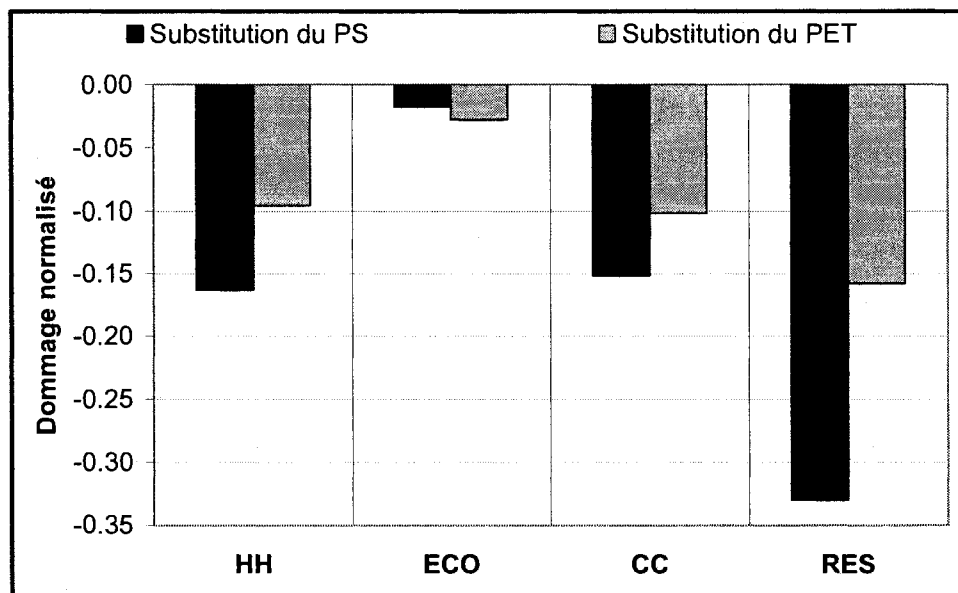


Figure 4.26: Bénéfice maximal théorique

Pour les deux alternatives de bioraffinerie forestière étudiées, plusieurs scénarios ont été évalués (voir Annexe K). Afin de faciliter la discussion, seulement deux scénarios (un pour chacune des usines) sont illustrés dans cette section.

Tout d'abord, il est considéré que les usines implanteront des programmes d'efficacité énergétique. D'un autre côté, la performance environnementale de l'implantation du procédé à l'usine #2 dépend significativement de la possibilité de recycler le PLA, ce qui n'est pas le cas à l'heure actuelle. Pour des fins d'illustration, il est considéré que le PLA est recyclable¹⁶. Les deux scénarios considérés sont donc l'usine #1 avec efficacité énergétique et l'usine #2 avec efficacité énergétique et recyclage du PLA

¹⁶ Idéalement, il serait utile d'estimer le nombre d'années avant que le PLA ne devienne recyclable afin de pouvoir effectuer une combinaison linéaire des résultats avec et sans recyclage.

(respectivement S1-1 et S7-2' à l'Annexet K). Les résultats obtenus en utilisant la méthode de normalisation adaptée sont présentés à la Figure 4.27.

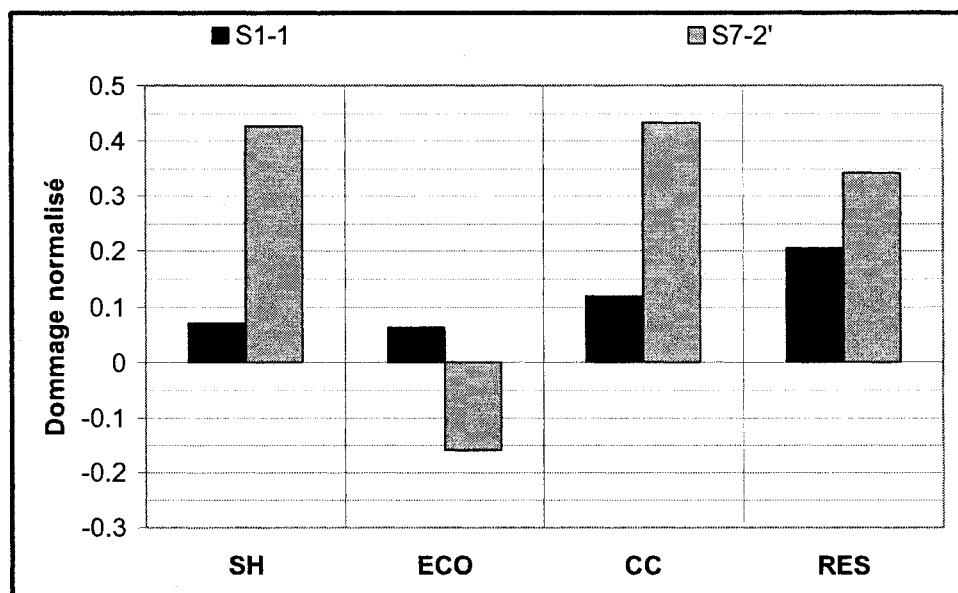


Figure 4.27 : Évaluation des scénarios

Comme il est possible de le constater, en fixant le seuil de discrimination à 0.05, il est toujours possible de distinguer les deux alternatives. Par conséquent, tous les indicateurs peuvent être conservés et la famille est minimale. Enfin, il a été supposé que l'exigence de cohésion était remplie.

Évaluation des préférences des décideurs

Puisque qu'il existe des compromis entre les quatre indicateurs, il est nécessaire de les pondérer afin de prendre une décision. La préférence des décideurs est calculée à partir de l'Équation 4.4 (adaptée avec la méthode de normalisation BMT). L'effet de la pondération sur la préférence des décideurs est illustré à la Figure 4.28. À noter que, pour des fins d'illustration, les indicateurs de santé humaine et de changements climatiques ont été agrégés. Les pourcentages illustrés à la figure précédente représentent la préférence relative du décideur pour chacun des indicateurs. Cette figure

montre que pour la majorité des combinaisons de facteurs de pondération, la préférence des décideurs irait pour le scénario S1-1. Le scénario S7-2' serait sélectionné seulement dans les cas illustrés en blanc, c'est-à-dire si beaucoup d'importance était accordée à l'indicateur de qualité des écosystèmes.

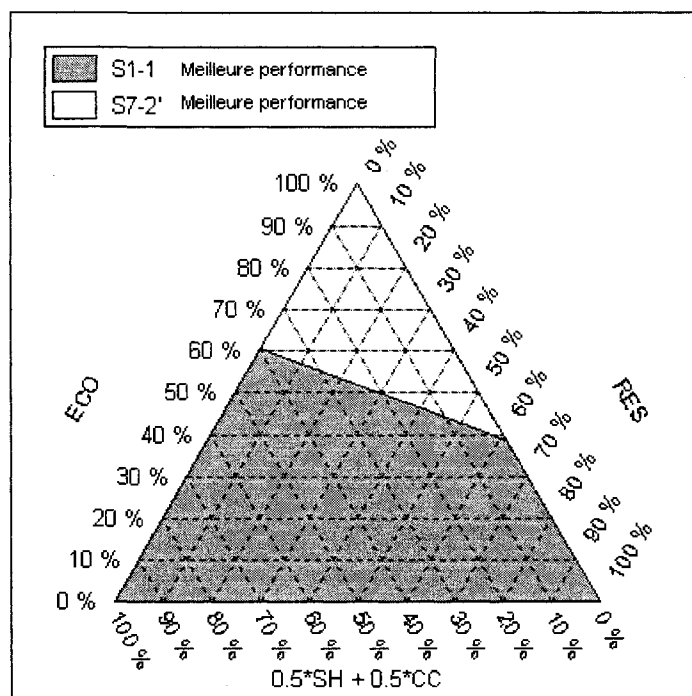


Figure 4.28 : Effet de la pondération sur la préférence des décideurs
(Triangle Tool, www.pre.nl)

Suivi de la performance environnementale

Le cadre méthodologique proposé fournit aussi des lignes directrices quant au suivi de la performance environnementale dans le temps. L'application de celles-ci à l'entreprise avant et après implantation du procédé de production de l'acide lactique (LA) est illustrée à la Figure 4.29.

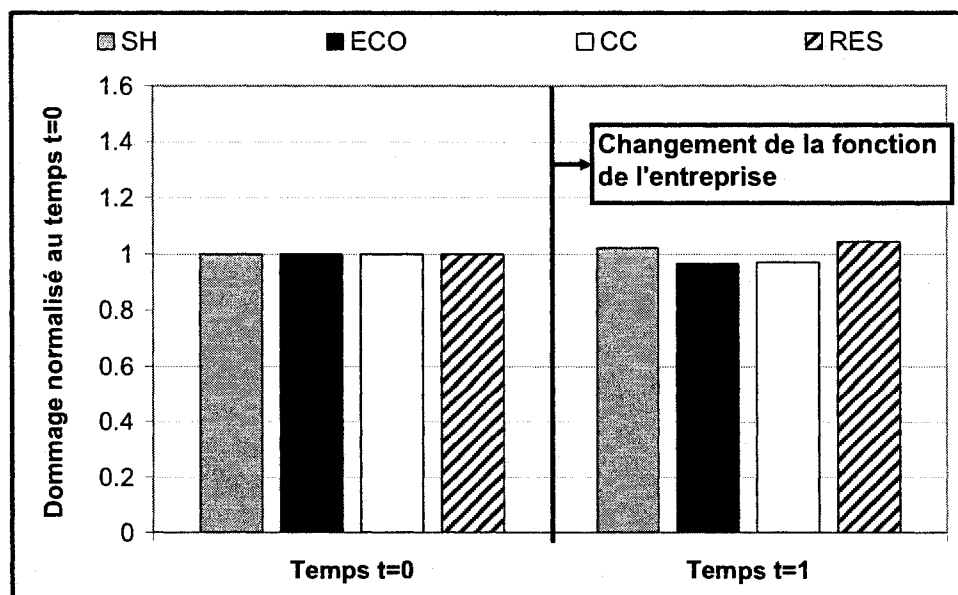


Figure 4.29 : Suivi de la performance environnementale de l'organisation
 (t=0 : avant implantation du procédé de LA, t=1 : après l'implantation du procédé de LA)

Dans ce cas précis, l'implantation du procédé n'affecte pas de façon significative la performance environnementale de l'organisation. Rappelons que le suivi de la performance environnementale se fait à l'aide de frontières de niveau 2. Dans ce cas précis, ces frontières sont de type « cradle-to-gate » et incluent les activités en amont de la production, la production, la gestion des déchets sur lesite et la distribution. Le profil environnemental généré représente donc ce qui est imputable à l'entreprise avant et après l'implantation du projet. Or, une importante augmentation des dommages due au changement de fonction de l'entreprise aurait pu être observée dans un autre cas, et ce, malgré le fait qu'un projet globalement intéressant du point de vue environnemental ait été implanté (frontières de niveau 3). Il est donc très important d'être très transparent lors de la communication de résultats de suivi de la performance environnementale impliquant un changement de fonction de l'organisation.

Mise à jour des aspects environnementaux

L'étude de cas #3 offre aussi une excellente opportunité d'illustrer que la méthodologie d'identification des aspects environnementaux peut s'appliquer à une entreprise qui possède plusieurs usines et qui voudrait avoir un système de GCV couvrant l'ensemble de ses activités. Pour ce, une méthodologie simplifiée a été appliquée. En effet, les aspects environnementaux ont été estimés par les processus élémentaires (i.e. les processus élémentaires n'ont pas été désagrégés en aspects). Afin, d'évaluer la contribution des processus élémentaires aux divers impacts environnementaux des deux usines de façon agrégée, il a été nécessaire de considérer leurs capacités de production respectives (U-1 : 2820 tonnes/jour, U-2 : 1630 tonnes/jour).

Les principaux contributeurs avant et après l'implantation sont présentés à la Figure 4.30. Les principales différences sont illustrées en gris. Pour plus de détails sur la répartition des aspects, consulter l'Annexe M.

Tel qu'illustré, sauf pour quelques exceptions, l'implantation du procédé de production de LA à l'usine #1 n'a pas d'effet drastique sur les aspects environnementaux. Ces exceptions incluent notamment les différences suivantes.

- **Cogénération (CO) à l'usine #1** : La cogénération a moins d'importance après l'implantation du procédé de LA, car moins de charbon est brûlé réduisant ainsi les émissions pouvant causer des problèmes pour la santé humaine (SH) et les changements climatiques (CC).
- **Gestion des rejets (GR) à l'usine #1** : La réduction de la combustion de charbon fait aussi en sorte que moins de cendres devant être entreposées sont générées, ce qui a un effet bénéfique sur l'indicateur de qualité des écosystèmes (ECO).
- **Production d'acide lactique (LA)** : Le procédé de LA implanté, en soi, n'est pas un contributeur important comparativement aux autres processus élémentaires, sauf pour l'indicateur de ressources (RES).

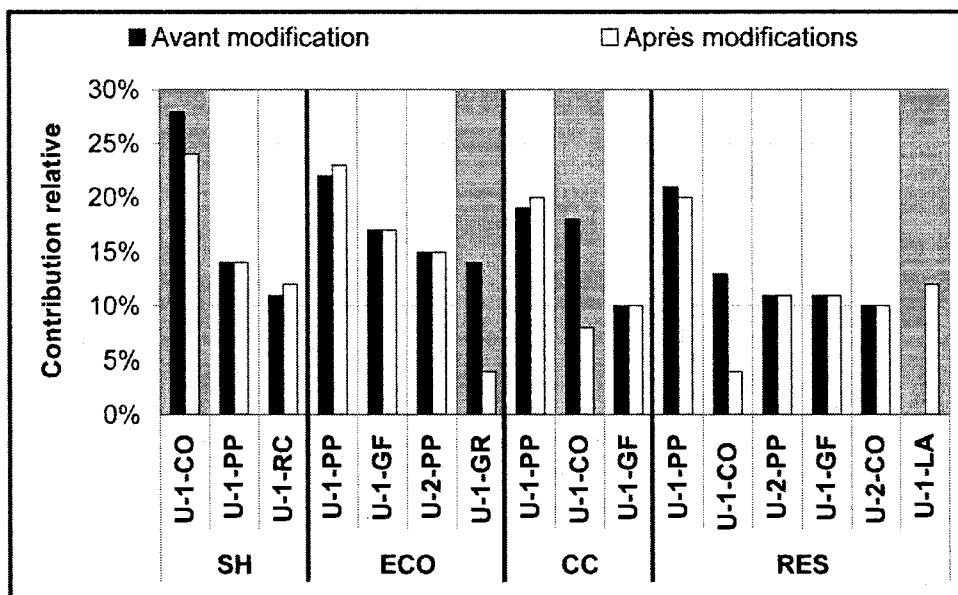


Figure 4.30 : Contribution des principaux aspects avant et après implantation du procédé de bioraffinerie

(U-1 : usine #1, U-2 : usine #2, CH : produits chimiques sur site, CO : cogénération, GF : gestion de la fibre, GR : gestion des rejets sur site, PB : mise en pâte et blanchiment, PP : fabrication du papier et séchage de la pâte, RC : cycle de récupération des chimiques, LA : procédé de production de l'acide lactique)

Afin de déterminer lesquels de ces aspects sont significatifs, il faudrait appliquer la procédure d'évaluation de la signifiante présentée précédemment. Il est aussi intéressant de comparer la portion des impacts qui est causée par l'usine #1 et l'usine #2, tel qu'illustré à la Figure 4.31. Il peut être observé à cette figure que l'usine #1 contribue à environ 60% de chacune des catégories de dommages. Ceci n'est pas étonnant puisque elle représente aussi plus de 60% de la production annuelle. Cette proportion n'est pas affectée significativement par l'implantation du procédé de production de LA.

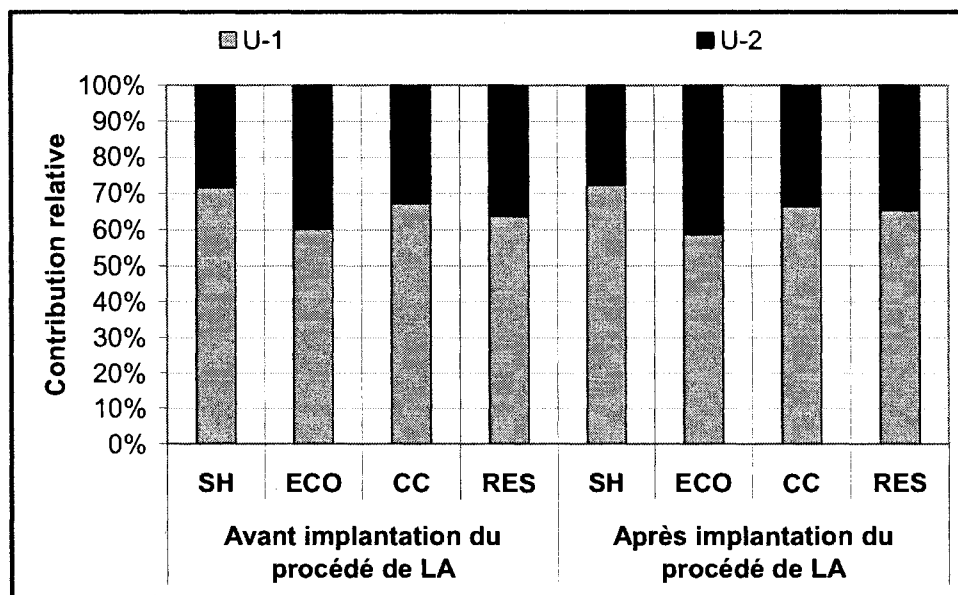


Figure 4.31 : Contribution des deux usines à l'impact global de l'organisation

CHAPITRE 5: DISCUSSION GÉNÉRALE

« Understand this, I mean to arrive at the truth. The truth, however ugly in itself, is always curious and beautiful to seekers after it. »

Hercule Poirot, The Murder of Roger Ackroyd, (1926)

5.1 Forces et limites du cadre de GCV proposé

La gestion du cycle de vie vise l'application de la « pensée cycle de vie » et l'incorporation de la notion de durabilité dans les stratégies et les activités de planification d'une entreprise. Le premier groupe de travail du PNUE avait identifié les opportunités suivantes reliées à la GCV [27]:

- La nécessité de développer des approches détaillées et holistiques adoptant une perspective cycle de vie et visant l'intégration des systèmes, concepts et outils de gestion environnementale pour une meilleure prise de décisions;
- La nécessité de rendre disponibles des études de cas où la GCV a été implantée avec succès et de façon pratique.

Le cadre proposé s'inscrit totalement dans l'optique de la première opportunité et les études de cas ont permis de montrer que l'application de tels concepts pourrait se faire de façon pratique.

De plus, tel que mentionné par plusieurs auteurs [19, 22, 23], la GCV doit construire sur les systèmes existants, favoriser la prise de décisions et viser l'intégration des problématiques environnementales au sein des processus de gestion d'une entreprise. Ces éléments sont discutés dans les sections suivantes.

5.1.1 Bâtir sur les systèmes existants

5.1.1.1 *Intégration de l'approche par processus élémentaires de l'ACV au SGE existant*

Dans le passé, les papetières ont largement implanté les systèmes de gestion environnementale (SGE). Puisqu'ils constituent le principal outil d'amélioration de la performance environnementale, le cadre GCV proposé construit sur ceux-ci. Pour chacune des tâches du SGE, il a donc été nécessaire d'évaluer comment la « pensée cycle de vie » pouvait y être intégrée. Pour ce faire, l'approche classique de planification au sein des SGE, consistant notamment en l'identification des aspects environnementaux et des impacts reliés, l'évaluation de la signifiante de ces aspects et l'établissement de programmes environnementaux, a été combinée à l'approche par processus élémentaires de l'ACV¹⁷. Cette intégration, qui fait en sorte que l'organisation soit séparée en plusieurs activités pour lesquelles l'inventaire peut être compilé et les impacts calculés, a l'avantage de faire un lien clair entre les activités de l'organisation et ses impacts environnementaux.

Plusieurs auteurs ont reconnu les bénéfices de l'intégration de l'ACV et du SGE et/ou ont proposé des pistes pour celle-ci, mais aucun n'a discuté l'importance des choix méthodologiques dans ce contexte [23, 36, 95-100]. Ces travaux contribuent donc à ce domaine en discutant plus spécifiquement du choix des frontières, des indicateurs de performance et de la méthode de normalisation. Aussi, la méthode par processus élémentaires proposée dans ces travaux pour l'identification des aspects environnementaux en utilisant la normalisation comporte plusieurs avantages comparativement aux approches présentées dans la littérature [36, 96]:

¹⁷ Rappelons qu'un processus élémentaire est la plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrée et de sortie sont quantifiées.

- Contrairement à ce qui a été proposé dans la littérature, une méthode systématique (étape par étape) a été présentée;
- Les frontières pour l'identification des aspects incluent le cycle de vie des opérations, et ce, sans trop compliquer l'évaluation.

Une seule procédure a été identifiée dans la littérature pour évaluer la signifiante des aspects [101], mais celle-ci n'est pas pratique car elle nécessite l'obtention de données des compétiteurs. D'un autre côté, Stewart et al. [96] ont reconnu le potentiel de la normalisation, mais sans proposer de méthode, ce qui a été fait dans ces travaux. Enfin, le cadre proposé comporte aussi un avantage notable concernant la méthode pour l'évaluation de programmes environnementaux proposée par Khan et al. [100]. En effet, celui-ci fait en sorte que les programmes environnementaux développés soient cohérents avec les aspects.

Toutefois, l'une des limites potentielles de l'approche proposée dans cette thèse est qu'il peut être fastidieux et long de réaliser l'inventaire pour chaque activité définie au sein de l'organisation. Des approches simplifiées pourraient donc être préférables [149]. Par exemple, l'organisation pourrait être considérée comme un seul processus élémentaire (boîte noire) pour lequel l'inventaire serait établi. De cette façon, un nombre limité d'aspects environnementaux serait identifié. Dans ce cas, il serait tout de même possible d'appliquer la méthode développée pour le rangement des aspects basé sur leur signifiante. Ainsi, les aspects les plus significatifs pourraient être analysés plus en profondeur afin d'identifier les activités spécifiques qui en sont responsables. Enfin, il est important de souligner que ceci est beaucoup moins exigeant, mais diminuerait la compréhension des relations de cause à effet entre les impacts et les activités d'une entreprise.

5.1.1.2 *Autres aspects couverts par le SGE*

Deux autres types d'aspects environnementaux, typiquement couverts par la portée d'un SGE, n'ont pas été abordés dans ces travaux : les aspects liés aux opérations anormales (e.g. dépassements, déversements, etc.) et les aspects dus aux activités de support aux activités de production (e.g. activités de bureau). La méthode proposée dans ces travaux peut s'appliquer à ceux-ci, mais à la condition que ces aspects soient quantifiables et qu'il soit possible d'établir des cibles pertinentes (les BAT ne couvrent pas ces aspects de l'organisation).

5.1.2 **Favoriser la prise de décisions et intégrer les problématiques environnementales dans les processus de gestion de l'entreprise**

5.1.2.1 *Élargissement de la portée des SGE pour l'analyse des autres projets de l'entreprise*

Tel qu'abordé dans cette thèse, les SGE tentent généralement de résoudre deux types de problématiques décisionnelles : le rangement des aspects selon leur signifiante et la sélection des meilleurs programmes d'amélioration de la performance environnementale. Or, la revue de littérature a permis de révéler que cela était insuffisant pour garantir un alignement des stratégies environnementales avec les objectifs à moyen et long termes de l'entreprise [6, 9, 10, 37-41]. Pour cette raison, la portée du cadre méthodologique proposé a été élargie afin de pouvoir évaluer la performance environnementale de projets d'investissements tactiques et stratégiques. En effet, en plus d'utiliser des indicateurs d'ÉICV pour l'évaluation de ces projets, il permet d'analyser l'effet de leur implantation sur les aspects environnementaux de l'entreprise.

5.1.2.2 *Intégration des concepts d'ADMC à l'ACV et au SGE*

Les normes ISO 14001 et ISO 14004 [28, 150] qui encadrent les SGEs ne fournissent aucune indication sur la façon de résoudre leurs problématiques décisionnelles intrinsèques. L'utilisation de méthodes structurées pour la prise de décisions est d'autant plus cruciale si le cadre proposé est utilisé pour l'évaluation des projets tactiques et stratégiques. Étant donné la pertinence et l'importance reconnues de l'intégration d'éléments d'ADMC et d'ACV pour la prise de décisions [102-107, 109-114], le cadre de GCV proposé incorpore l'ADMC. Plus spécifiquement, afin de supporter la résolution des problématiques décisionnelles, une méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions a été proposée (voir section 5.3 pour la discussion concernant cette dernière méthode).

Il existe un large éventail de techniques d'ADMC permettant l'évaluation des préférences des décideurs et, bien qu'aucune recommandation n'ait été faite concernant la sélection d'un outil en particulier, le choix peut ne pas être évident [47]. En outre, il est important de noter que l'utilisation de critères de décisions basés sur les méthodes d'ÉICV ne restreint pas vraiment les choix disponibles. Il est tout de même possible d'établir une liste de caractéristiques que devraient avoir les techniques retenues. Elles devraient être systématiques, transparentes, simples, flexibles et facilement combinables à des analyses de sensibilité et/ou d'incertitude. De plus, dans le contexte des problématiques environnementales, il peut être inacceptable qu'un gain pour un impact donné soit compensé par la détérioration d'un autre impact. Or, la majorité des méthodes d'ADMC sont compensatoires. Il serait donc important de choisir une méthode qui puisse, à tout le moins, permettre la gestion de ce problème de compensation.

5.1.2.3 *Élargissement de la portée du cadre proposé aux autres aspects de l'entreprise*

La définition de la gestion du cycle de vie implique que l'on doive aussi minimiser les impacts socioéconomiques des systèmes étudiés. Bien que c'était hors de la portée de ces travaux, le cadre méthodologique proposé est suffisamment flexible pour être étendu à ces aspects. Il suffirait que la procédure d'inventaire soit adaptée pour 1) identifier à la fois les aspects environnementaux et socioéconomiques, 2) guider la sélection/le développement d'indicateurs pouvant servir de critères de décisions et 3) établir des cibles sur une base rationnelle afin de pouvoir caractériser la signifiante de ces derniers. Enfin, afin de favoriser davantage l'intégration des perspectives environnementales et d'affaires d'une entreprise, le cadre pourrait être élargi pour inclure des objectifs non environnementaux qui serviraient de base afin d'établir une famille de critères de décisions plus complète.

5.2 **Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières**

Quoique ceci soit trop souvent négligé, il y a un consensus grandissant, dans la communauté de l'ACV, que les choix méthodologiques sont fonction du type d'applications (objectifs de l'étude) [42, 43, 46, 63]. Parmi ceux-ci, la définition des frontières est critique dans le contexte de l'intégration de l'ACV et du SGE. En effet, les frontières sélectionnées doivent décrire les parties appropriées du système étudié qui, elles, dépendent du type d'applications. Or, le cadre de GCV proposé en comporte trois principales :

- L'identification des aspects et le suivi de la performance environnementale (GCV opérationnelle);
- L'évaluation comparative de projets qui ne changent pas les fonctions du système étudié (GCV tactique);

- L'évaluation comparative de projets affectant les fonctions du système étudié (GCV stratégique).

Pour cette raison, une approche hybride (ACV-A et ACV-C) à trois niveaux (système d'avant-plan, système d'arrière plan et systèmes affectés) a été proposée. Celle-ci combine les approches de « Overall Business Assessment » [95], de subdivision du système en sous-systèmes d'avant- et d'arrière-plan [43] et d'ACV conséquentielle [42]. Plus spécifiquement, la méthode proposée a les avantages suivants :

- Le premier niveau de frontières est tout à fait consistant avec la portée du SGE;
- Elle facilite la collecte de données en ne requérant des données spécifiques que pour le système d'avant-plan¹⁸;
- Elle assure que la performance environnementale ne soit pas sous-estimée en introduisant la notion de systèmes affectés.

La littérature évaluant la pertinence des approches d'ACV-A et d'ACV-C était limitée à deux études de cas au moment où ces travaux ont été réalisés [52-54]. Ceux-ci contribuent donc à ce champ de recherche en présentant deux études de cas reliées à la conception des procédés et en discutant l'importance relative de ces deux approches dans le contexte d'un cadre de GCV. Ceci est discuté plus en détails dans les sections suivantes.

5.2.1 GCV opérationnelle

5.2.1.1 *Identification des aspects*

L'identification des aspects ne vise pas, à ce stade, à décrire les conséquences d'une décision future. Pour cette raison, une approche d'ACV attributionnelle, intégrant les

¹⁸ Cependant, dans l'optique où un décideur voudrait aller plus loin dans sa démarche de GCV, par exemple si celui-ci voudrait gérer ses fournisseurs sur la base de leur performance environnementale, des données primaires pourraient collectées aussi pour le niveau 2.

niveaux 1 et 2 de frontières, a été privilégiée. Toutefois puisqu'elle peut avoir un effet décisif sur le processus d'identification des aspects, il faut être vigilant quant au choix d'une procédure d'imputation (voir article #5, Annexe E). En effet, si un aspect est relié à un processus multifonctionnel partagé entre le système étudié et un autre système, sa signifiante dépend de la proportion des impacts qui est imputée au système de produit étudié. Aussi, il faut reconnaître que des opportunités d'amélioration liées à un aspect donné pourraient être essentiellement indirectes (i.e. dans le niveau 3) et qu'elles ne seraient donc jamais considérées dans l'analyse de signifiante. Dans ce contexte, il serait intéressant de développer une méthode intégrant aussi les concepts d'ACV-C dans le processus d'identification des aspects, afin d'assurer que tous ceux potentiellement importants soient inclus dans les frontières.

5.2.1.2 *Suivi de la performance environnementale*

L'objectif du suivi de la performance environnementale est d'évaluer l'évolution dans le temps de la charge environnementale pour laquelle un système peut être tenu responsable. Pour ce, une approche d'ACV-A de niveau 2 a été adoptée.

Il est important de rappeler qu'il n'est pas pratique d'inclure dans cette analyse le niveau 3 de frontières parce que celui-ci varie avec les décisions évaluées et donc n'est pas constant dans le temps. Par conséquent, des projets qui sont globalement intéressants (i.e. causent des bénéfices environnementaux lorsque les trois niveaux de frontières sont utilisés) pourraient être perçus comme néfastes si l'on considère seulement des frontières de niveau 2. Dans ce cas, un décideur pourrait se voir obligé de rapporter une dégradation de sa performance environnementale, et ce, même s'il a effectué des projets qui amélioreraient la condition de l'environnement. Il y a donc une opportunité de développer une approche permettant d'optimiser simultanément les performances environnementales de niveaux 2 et 3.

5.2.2 GCV tactique et stratégique

L'évaluation de projets, qu'ils soient tactiques ou stratégiques, vise l'analyse des conséquences environnementales nettes de leur implantation. Une approche d'ACV conséquentielle est donc préférable. En effet, l'application de l'ACV attributionnelle donnerait plutôt le profil environnemental imputable aux produits impliqués avant et après l'implantation des projets. L'utilisation d'une telle approche aurait pour effet d'introduire de la distorsion au sein du processus décisionnel pour les deux raisons suivantes.

- L'ACV-A nécessite le choix subjectif d'une procédure d'imputation lorsque des processus multifonctionnels sont inclus dans les frontières du système à l'étude et, selon la procédure utilisée, des décisions contradictoires peuvent être prises. Ceci a été illustré tant pour l'étude de cas #2 (tactique) que pour l'étude de cas #3 (stratégique). Il a même été démontré que l'application de la première règle d'imputation recommandée par ISO [55] conduisait aux résultats les plus éloignés de l'application de l'ACV-C.
- L'ACV-A ne considère pas les effets indirects (niveau 3) liés à l'implantation des projets. Plus particulièrement, l'étude de cas #2 a démontré que les effets indirects d'une décision reliée aux procédés pouvaient être plus significatifs que les effets dans l'avant- et l'arrière-plan et opposés dans certains cas, d'où l'importance de l'expansion des frontières pour une décision éclairée.

De plus, puisque les conséquences environnementales de la prise de décisions stratégique sont normalement plus significatives que pour les autres niveaux, il est essentiel de baser celle-ci sur des informations transparentes qui ne varient pas en fonction de choix préalables. Or, les deux limitations de l'ACV-A mentionnées précédemment, sont encore plus critiques dans le cas des projets stratégiques incluant une ou des fonctions exportées (e.g. la bioraffinerie forestière), car les conséquences environnementales indirectes sont potentiellement très importantes comparées aux

conséquences directes. De plus, l'imputation des impacts attribuables aux fonctions exportées par rapport aux fonctions principales est d'autant plus complexe que ces deux types de fonctions sont différents. Enfin, même si l'incertitude reliée à l'ACV-C peut être considérable dû au manque de connaissance pour l'évaluation des conséquences dans le futur, celle-ci peut être évaluée et contrôlée, tandis que l'erreur qui est inhérente à l'imputation est fondamentalement inconnue et incontrôlable [138].

En terminant, il est intéressant de souligner qu'une caractéristique très intéressante de l'ACV-C pour l'évaluation de projets tactiques et stratégiques est que seuls les processus affectés sont modélisés. Une entreprise peut être amenée à évaluer de nombreux projets et il peut ne pas être pratique d'avoir à établir une ACV complète de type ACV-A pour chacun de ceux-ci. L'approche différentielle de l'ACV-C est un avantage dans ce contexte.

5.3 Famille cohérente de critères

Une seule approche permettant de construire de façon systématique une famille d'indicateurs d'ÉICV est disponible dans la littérature [106]. Cette méthode n'est pas applicable pratiquement car elle nécessite l'évaluation de tous les flux d'inventaire et une connaissance approfondie des principes de modélisation des impacts. L'approche alternative proposée dans ces travaux part du fait que la modélisation de tous les flux d'inventaire n'est pas nécessaire pour rencontrer l'exigence d'exhaustivité. En effet, puisqu'elle considère que cette exigence n'est brisée seulement si un (ou des) flux non caractérisé(s) est (sont) important(s) pour la décision. Dans ce contexte, elle utilise les méthodes d'ÉICV existantes comme base pour la construction de la famille

Bien que la méthode proposée ait été illustrée (étude de cas #2), l'application de l'exigence de cohésion n'a, quant à elle, jamais été démontrée. Tel que discuté, la cohésion est souvent liée à la dépendance préférentielle entre deux critères. Dans le cas où elle ne serait pas respectée, elle devrait être résolue par l'ajout d'un autre critère

(exprimant cette dépendance), ce qui est une problématique complexe en soi. Cependant, il est important de mentionner que l'ajout d'un critère n'affecte pas l'application de la méthode proposée.

Enfin, la détermination d'un seuil de discrimination est essentielle pour l'application de l'approche décrite. Dans ces travaux, celui-ci a toujours été fixé de façon arbitraire afin de pouvoir illustrer la méthodologie. La caractérisation de l'incertitude et de l'attitude des décideurs envers le risque pourrait servir de base à l'élaboration d'une méthodologie pour l'établissement de ce seuil.

5.4 Méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible

L'importance de la normalisation en ACV, dans le contexte de son intégration avec le SGE, a été reconnue [96], mais aucune méthode n'a été proposée dans la littérature. Pourtant, la normalisation externe est une mesure de la signifiante, ce qui est très important pour l'évaluation des aspects environnementaux du point de vue du SGE (et donc d'un cadre de GCV). Le cadre méthodologique proposé dans ces travaux a donc tiré profit de cette caractéristique via le développement d'une méthode de normalisation externe spécifique pour l'évaluation des aspects environnementaux liés aux procédés manufacturiers. Celle-ci est basée sur la notion de distance à une cible techniquement et économiquement faisable (BAT). En utilisant cette approche, plus l'opportunité d'amélioration est grande, plus un impact est considéré significatif. La stratégie employée pour cette méthode de normalisation, qui nécessite une bonne compréhension des procédés et de leurs interactions, a l'avantage de reconnaître que les cibles ne sont pas statiques. En effet, la mise à jour périodique de celles-ci, due à de nouvelles informations et/ou à l'avancement technologique, force l'organisation à revoir sa liste d'aspects significatifs et, ainsi, à être plus proactif en matière d'amélioration continue, ce qui est essentiel, tel que reconnu par ISO [28, 150]. D'un autre côté, la principale limitation de la méthode est qu'elle nécessite que des BAT soient disponibles pour les procédés étudiés.

La planification stratégique est un cas spécifique où les BAT ne sont pas toujours disponibles. Pour cette raison, une approche alternative, basée sur le concept de fonction exportée¹⁹, a été proposée et le concept de BMT a donc été introduit de façon à exprimer le bénéfice environnemental d'une substitution idéale.

5.5 Cas spécifique de la GCV stratégique prospective

L'étude de cas #3 revêt un caractère hautement prospectif, car, à ce jour, les procédés de bioraffinerie étudiés n'ont pas été implantés à l'échelle industrielle. Afin d'évaluer les conséquences environnementales de ce type de projets, il est nécessaire de prédire les futurs cycles de vie qui leur sont associés, ce qui peut générer beaucoup d'incertitude. Pour le cas étudié, cette prédiction s'est faite à partir d'une combinaison des données de la littérature, de l'extrapolation des données sur les procédés actuels et de discussions avec des experts. Outre les analyses de sensibilité effectuées, il aurait aussi été intéressant d'effectuer une combinaison de scénarios de type « cornerstone » et de type « what if » [87] afin de mieux gérer l'incertitude inhérente à la modélisation du futur. Par exemple l'approche « cornerstone » définirait une série de scénarios extrêmes (de façon qualitative) qui pourraient servir de base pour les scénarios « what if » qui eux, permettraient de tester quantitativement des changements spécifiques par rapport à la situation actuelle.

¹⁹ Rappelons qu'une fonction exportée est une fonction produite dans un cycle de vie, mais utilisée dans un autre.

CHAPITRE 6: CONCLUSIONS

"Face à l'obstacle, l'homme moyen abandonne ce qu'il a entrepris. Un grand esprit ne se lasse pas et termine ce qu'il a commencé, même si mille fois des obstacles se dressent devant lui, jusqu'à ce qu'il ait remporté le succès."

Sagesse Hindoue

6.1 Conclusions

L'industrie canadienne des produits forestiers reconnaît que l'impact nul n'existe pas et que de nombreuses percées technologiques seront requises afin de minimiser l'incidence environnementale de ses opérations [151]. Cependant, elle a tout de même exprimé sa volonté de tendre vers cet objectif d'impact nul et s'est engagée à minimiser l'empreinte environnementale de ses opérations sur l'environnement par l'utilisation efficace des matières premières et de l'énergie, la gestion de ses émissions dans l'environnement et la promotion de la récupération, de la réutilisation et du recyclage [1]. Sa vision est qu'« *il devrait être plus rentable de ne pas produire de polluants que de les traiter ou de les filtrer* » [151]. Dans ce contexte, il est nécessaire qu'elle envisage l'adoption d'outils de gestion lui permettant de s'assurer que les améliorations qu'elle implante sont globalement bénéfiques pour l'environnement sans pour autant compromettre sa rentabilité.

Bien que les SGE visent l'amélioration continue de la performance environnementale, il n'est pas clair que l'implantation pratique de ces systèmes aux usines de pâtes et papiers atteigne cet objectif. En outre, il est de plus en plus reconnu qu'une perspective cycle de vie, actuellement non incluse dans le SGE, est essentielle à l'atteinte du développement durable. La notion de développement durable implique aussi que les problématiques environnementales, sociales et économiques soient considérées simultanément. Dans cette optique, l'introduction de mécanismes permettant d'assurer

l'amélioration de la performance tout en favorisant l'intégration aux fonctions d'affaires est pertinente. Malgré leurs limitations, les SGE constituent une excellente base pour l'implantation de tels mécanismes, car, étant déjà en place, ils permettent aux entreprises de construire sur les succès et efforts d'implantation déjà engagés.

Les travaux de cette thèse améliorent les SGE en leur ajoutant une perspective cycle de vie et en permettant l'évaluation de projets tactiques et stratégiques. Plus spécifiquement, l'incorporation de l'ACV permet d'élargir la portée de ceux-ci et d'offrir une plus grande visibilité quant à la relation causale entre les activités d'une entreprise et ses impacts environnementaux. En outre, étant quantitative, l'ACV facilite l'évaluation de la signification de ceux-ci et fournit les fondations pour le développement de critères décisionnels. Malgré le fait que les objectifs environnementaux puissent être nombreux, l'approche proposée est efficace et pratique car elle reconnaît l'importance de s'en tenir à ce qui est utile pour la prise de décisions. D'autre part, celle-ci est aussi suffisamment flexible pour incorporer d'autres types de critères qui sont particulièrement importants pour les problématiques décisionnelles tactiques et stratégiques. Puisque plus d'informations sont ainsi disponibles pour les décideurs, des outils systématiques d'aide à la décision sont, tel que démontré dans cette thèse, nécessaires pour gérer la multiplicité des objectifs ainsi que la complexité due à l'évaluation des préférences relatives à ceux-ci. Enfin, dans le cadre d'une démarche proactive d'amélioration continue, l'étalonnage de la performance avec des cibles pertinentes est crucial. Pour cette raison, le cadre de GCV proposé intègre le concept de meilleures technologies disponibles (BAT) qui reconnaît l'importance de la compréhension des procédés et de la mise à jour des cibles en fonction des nouvelles informations et des développements technologiques.

Si dans le passé les efforts de gestion environnementale étaient surtout motivés par le contexte normatif, ceux-ci sont désormais beaucoup plus orientés « clients ». Les consommateurs étant de plus en plus conscientisés, le profil environnemental des

produits et des organisations est maintenant un élément critique de différenciation, et ce, spécialement pour les industries de commodités telles que les pâtes et papiers. Bien que ceci représente potentiellement une opportunité d'affaires, cela comporte aussi des risques d'où l'importance d'une approche responsable de gestion environnementale qui peut être supportée par des outils holistiques tels que le cadre de GCV développé dans cette thèse. Enfin, au-delà du développement et de l'application des outils, il est primordial pour les organisations d'être en mesure de communiquer non seulement leurs résultats, mais surtout leurs compétences à gérer les aspects environnementaux.

6.2 Contributions

Les principales contributions scientifiques de ces travaux, telles qu'illustré à la Figure 6.1, sont les suivantes (plus de détails concernant celles-ci sont disponibles dans les sections suivantes) :

- 1) Un cadre méthodologique pour la GCV qui intègre le SGE, l'ACV et l'ADMC;
- 2) Une approche hybride (ACV-A et ACV-C) pour l'établissement des frontières du système dans le contexte d'un tel cadre méthodologique;
- 3) Une méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions;
- 4) Une méthode de normalisation externe basée sur le concept de distance à la cible permettant d'évaluer la signifiante des impacts environnementaux

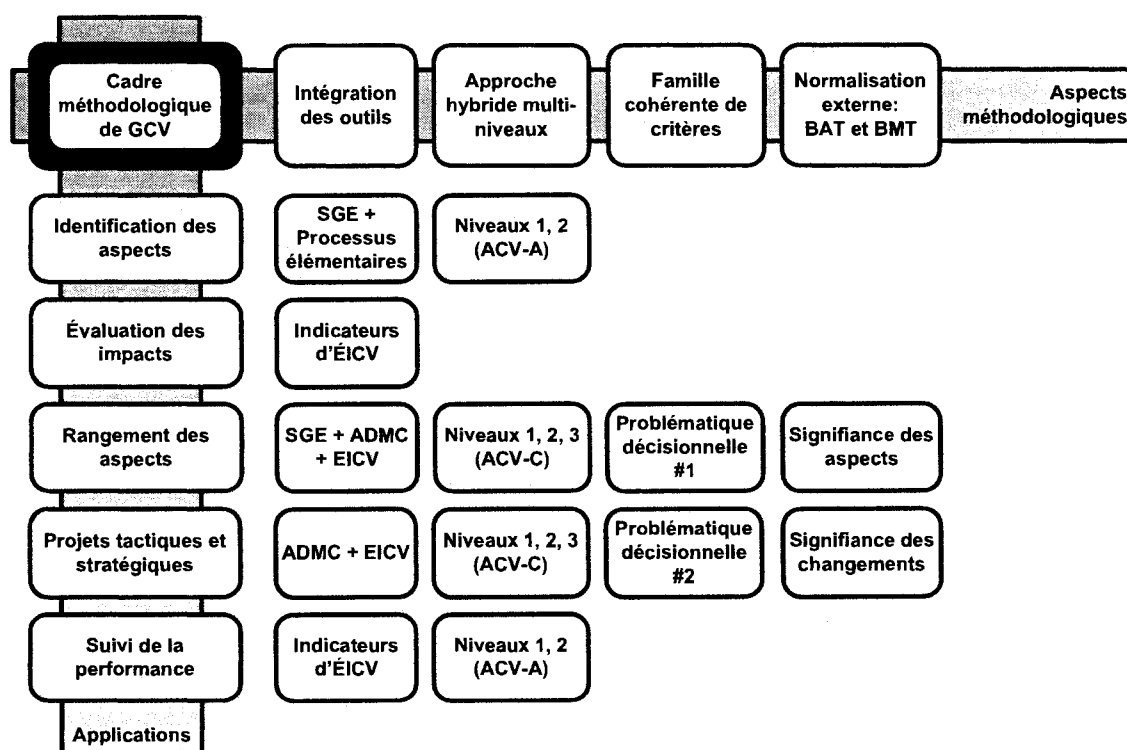


Figure 6.1 : Cartographie des contributions

6.2.1 Cadre méthodologique de GCV

L'intégration des concepts d'ACV et d'ADMC au SGE permet une gestion environnementale plus pertinente et efficace. Les principales améliorations au SGE ainsi que leurs principaux bénéfices sont discutés ici.

- **Identification des aspects environnementaux :** L'approche par processus élémentaire favorise l'interprétation des relations causales entre les activités de l'organisation et les impacts qui leur sont associés. Les deux niveaux de frontières (avant- et arrière-plan) élargissent la portée de l'évaluation aux impacts qui pourraient survenir dans le cycle de vie des opérations.
- **Évaluation des impacts :** L'incorporation des indicateurs d'ÉICV améliore l'étape d'évaluation des impacts en la rendant quantitative (par opposition aux évaluations

traditionnellement qualitatives) et plus exhaustive et en permettant une meilleure analyse subséquente de leur signifiante.

- **Évaluation de la signifiante et rangement des aspects :** L'approche de normalisation basée sur le principe de distance à la cible concrétise l'évaluation de la signifiante et l'intégration des principes d'ADMC rend leur rangement plus systématique.
- **Évaluation des programmes environnementaux et des projets tactiques/stratégiques :** Un cadre commun harmonise la prise de décisions environnementale selon différents niveaux décisionnels. L'intégration d'un troisième niveau de frontières aux ACV assure que des conséquences environnementales indirectes significatives ne soient pas négligées dans les processus de prise de décisions.
- **Suivi de la performance environnementale :** L'approche proposée fait en sorte que les bénéfices environnementaux dus à tous les projets (incluant les projets non environnementaux) soient réfléchis par les indicateurs de performance sélectionnés.

6.2.2 Approche hybride multi-niveaux pour la définition des frontières

Ces travaux ont exploité les principales caractéristiques des approches d'ACV-A et d'ACV-C, plus particulièrement en ce qui a trait à la définition plus pertinente des frontières du système, et ce, pour diverses problématiques au sein du cadre de GCV. L'approche hybride multi-niveaux développée permet :

- L'identification des aspects environnementaux ayant des répercussions non seulement dans l'avant-plan, mais aussi dans l'arrière-plan, et ce, en minimisant les efforts de collecte des données;
- La prise de décisions plus holistique (intégrant les conséquences environnementales indirectes) reliée à l'implantation de projets tactiques et stratégiques, et ce, en évitant les distorsions introduites par la sélection arbitraire de procédures d'imputation.

6.2.3 Méthode d'établissement d'une famille cohérente de critères de décisions

La méthode proposée aide les décideurs à établir des critères appropriés pour la prise de décisions en étant :

- Simple à , car elle utilise les méthodes existantes d'ÉICV;
- Pratique, car elle réduit la taille du problème décisionnel au minimum en éliminant les critères superflus;
- Pertinente, car elle intègre systématiquement le contexte du problème étudié (puisque'elle est exécutée simultanément avec la phase d'évaluation des alternatives);
- Suffisamment flexible pour permettre l'intégration de critères non environnementaux.

6.2.4 Méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible

Ces travaux proposent une nouvelle méthode de normalisation externe basée sur le concept de distance à la cible (où la cible est définie comme les BAT). La stratégie employée pour cette méthode a les bénéfices suivants :

- Est basée sur bonne compréhension des procédés et de leurs interactions;
- Reconnaît que les cibles ne sont pas statiques et donc force l'organisation à être plus proactive en matière d'amélioration continue;
- Est adaptable pour la planification stratégique en introduisant la notion de Bénéfice Maximal Théorique;
- Assure une meilleure visualisation des résultats d'ACV dans le contexte de la prise de décisions.

6.3 Travaux futurs

Les travaux présentés dans cette thèse offre une base intéressante pour des travaux de recherche futurs. Quelques-uns de ceux-ci sont décrits dans les sections suivantes.

6.3.1 Méthode simplifiée pour l'identification des aspects

Il a été mentionné que la méthode d'identification des aspects environnementaux pouvait être fastidieuse. Une simplification traitant l'entreprise comme une seule activité a été proposée. Il serait pertinent d'appliquer cette simplification à une étude de cas et de comparer les deux approches afin d'en établir les limites.

6.3.2 Élargissement du cadre à d'autres types d'aspects

L'étude de cas #1 visait l'identification des aspects environnementaux des opérations normales reliées aux procédés. Dans ce contexte, il serait possible de définir une étude de cas afin de montrer comment le cadre proposé est applicable pour l'identification et l'évaluation des:

- Aspects environnementaux liés aux autres activités de l'organisation (e.g. les activités de bureau);
- Aspects environnementaux liés aux situations anormales (e.g. déversements, dépassements);
- Aspects non environnementaux.

Dans le même ordre d'idées, l'application du cadre pourrait être élargie pour que l'évaluation de tous ces aspects ne se fasse avec des critères environnementaux et non environnementaux.

6.3.3 Comparaison de différentes méthodes d'ADMC

Une partie importante de ces travaux consistaient en l'intégration de l'ADMC au cadre méthodologique proposé afin de faciliter la résolution des différentes problématiques décisionnelles. Or, cette intégration s'est faite de manière plus conceptuelle que pratique. En effet, il serait intéressant d'appliquer et de comparer, pour une même problématique décisionnelle, diverses techniques d'élucidation des préférences des décideurs. Pour ce, un panel fictif de décideurs pourrait être créé afin d'évaluer les techniques et de déterminer laquelle serait la plus appropriée (et dans quelles circonstances). Par la même occasion, ce panel pourrait appliquer la méthode pour l'établissement d'une famille cohérente de critères et l'exigence de cohésion pourrait être évaluée.

6.3.4 Développement d'une méthodologie d'ACV prospective

Malgré que les problématiques liées à la réalisation d'ACV prospectives soient nombreuses, il n'existe, à ce jour, aucune méthodologie systématique à cet effet. Il serait, entres autres, intéressant de développer des stratégies de modélisation visant à minimiser la propagation de l'incertitude ainsi que des outils permettant de la gérer efficacement.

RÉFÉRENCES

- [1] Association des produits forestiers du Canada, "Rapport sur le développement durable," 2007.
- [2] P. M. Zerbe, S. J. B. Duff, and L. M. Lavkulich, "Environmental management systems in Canada's pulp and paper industry: A survey and analysis of current practice," *Pulp & Paper Canada*, vol. 99, no. 6, pp. 74-78, 1998.
- [3] Forest Products Association of Canada, "We're Thinking Ahead - Environmental Progress Report 2000-2001," 2001, p. 40.
- [4] R. V. Thornton, "Integrating ISO 14000 with other management systems," *PIMA's Papermaker*, vol. 80, no. 12, pp. 4, 1998.
- [5] P. Barla, "ISO 14001 certification and environmental performance in Quebec's pulp and paper industry," *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 53, no. 3, pp. 291-306, 2007.
- [6] M. Goldman, "Integrate environmental management into business functions," *Chemical Engineering Progress*, vol. 96, no. 3, pp. 27, 2000.
- [7] D. H. Matthews, G. C. Christini, and C. T. Hendrickson, "Five elements for organizational decision-making with an environmental management system," *Environmental Science & Technology*, vol. 38, no. 7, pp. 1927-1932, 2004.
- [8] M. J. Epstein and M.-J. Roy, "Strategic evaluation of environmental projects in SMEs," *Environmental Quality Management*, vol. 9, no. 3, pp. 37-47, 2000.
- [9] B. Garrod and P. Chadwick, "Environmental management and business strategy: Towards a new strategic paradigm," *Futures*, vol. 28, no. 1, pp. 37-50, 1996.
- [10] S. Ross and D. Evans, "Use of life cycle assessment in environmental management," *Environmental Management*, vol. 29, no. 1, pp. 132-142, 2002.
- [11] C. Rehnstrom, "LCA of two chemical recovery processes in the pulp industry - A case study," *Nordic Pulp and Paper Research Journal*, vol. 18, no. 3, pp. 344-354, 2003.
- [12] A. Windsperger, S. Steinlechner, and A. Simon, "Life cycle management in the paper industry: requirements and possibilities," *Gate to EHS: Global LCA Village*, vol. May 2002, no. pp. 1-10, 2002.
- [13] E. S. Salazar Zarate, "Life cycle assessment (LCA) of newsprint production at an integrated mill," Canada: Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), 2004.
- [14] International Energy Agency, "Annex XII: assessment of life-cycle-wide energy-related environmental impacts in the pulp and paper industry - Final report," 1999.
- [15] C. Gaudreault, U. Wising, G. Martin, R. Samson, and P. R. Stuart, "Environmental Benchmarking of Energy-Related Kraft Mill Modifications using LCA," *Accepted by Pulp and Paper Canada*, vol. no. pp. 2007.
- [16] A. A. Jensen and A. Remmen, "Background Report for a UNEP Guide to Life Cycle Management - A Bridge to Sustainable Products," Paris 2005.
- [17] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.

- [18] G. Finnveden, "On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental System Analysis Tools in General," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 5, no. 4, pp. 229-238, 2000.
- [19] K. Saur, "Life cycle management as a business strategy for sustainability," *Environmental Progress*, vol. 22, no. 4, pp. 237-240, 2003.
- [20] A. A. Burgess and D. J. Brennan, "Application of life cycle assessment to chemical processes," *Chemical Engineering Science*, vol. 56, no. 8, pp. 2589-2604, 2001.
- [21] A. Remmen, A. A. Jensen, and J. Frydendal, "Life Cycle Management - A Business Guide to Sustainability," 2007.
- [22] J. A. Fava, "LCA: concept, methodology, or strategy?," *Journal of Industrial Ecology*, vol. 1, no. 2, pp. 8-10, 1997.
- [23] R. van Berkel, M. van Kampen, and J. Kortman, "Opportunities and constraints for Product-oriented Environmental Management Systems (P-EMS)," *Journal of Cleaner Production*, vol. 7, no. 6, pp. 447-455, 1999.
- [24] M. Finkbeiner, K. Saur, P. Eyerer, Y. Matsuno, and A. Inaba, "Analysis of the potential for a comprehensive approach towards LCA and EMS in Japan," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 3, pp. 127-132, 1999.
- [25] F. Boons, "Greening products: a framework for product chain management," *Journal of Cleaner Production*, vol. 10, no. 5, pp. 495-505, 2002.
- [26] J. A. Fava, K. Brady, S. B. Young, and K. Saur, "Sustainable strategies using life cycle approaches," *Environmental Progress*, vol. 19, no. 2, pp. 61-64, 2000.
- [27] G. W. Sonnemann, A. Solgaard, K. Saur, H. A. Udo de Haes, K. Christiansen, and A. Astrup Jensen, "Life cycle management: UNEP-Workshop - Sharing experiences on LCM," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 6, pp. 325-333, 2001.
- [28] International Organization for Standardization, *Environmental management systems : general guidelines on principles, systems and supporting techniques*. Geneva: International Organization for Standardization, 1996.
- [29] International Organization for Standardization., *Environmental management - Environmental performance evaluation Guidelines*. Geneva: ISO, 1996.
- [30] L. Lawrence, D. Andrews, B. Ralph, and G. France, "Identifying and assessing environmental impacts: Investigating ISO 14001 approaches," *TQM Magazine*, vol. 14, no. 1, pp. 43-50, 2002.
- [31] T. Zobel and J. O. Burman, "Factors of importance in identification and assessment of environmental aspects in an EMS context: Experiences in Swedish organizations," *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, no. 1, pp. 13-27, 2004.
- [32] N. Mann, "Quantitative approach to prioritizing environmental impacts in a manufacturing and non-manufacturing facility," Oak Brook, IL, USA, 1998, pp. 190-195.
- [33] W. E. Bates, "The use of "Fuzzy Logic" for identifying significant environmental aspects," *Plating and Surface Finishing*, vol. 89, no. 4, pp. 16-19, 2002.

- [34] S. A. Melnyk, R. P. Sroufe, and R. Calantone, "Assessing the impact of environmental management systems on corporate and environmental performance," *Journal of Operations Management*, vol. 21, no. 3, pp. 329-351, 2003.
- [35] P. D. Eagan and E. Joeres, "The utility of environmental impact information: A manufacturing case study," *Journal of Cleaner Production*, vol. 10, no. 1, pp. 75-83, 2002.
- [36] T. Zobel, C. Almroth, J. Bresky, and J. O. Burman, "Identification and assessment of environmental aspects in an EMS context: an approach to a new reproducible method based on LCA methodology," *Journal of Cleaner Production*, vol. 10, no. 4, pp. 381-396, 2002.
- [37] P. E. Bailey, "Valuing and Aligning Environmental Activities and Performance with Business Metrics," *Strategic Environmental Management*, vol. 1, no. 4, pp. 271-288, 1999.
- [38] S. F. Moore, "Aligning Environmental Decision Making with Business Strategy: Georgia-Pacific's Economic Value Added Approach," *Strategic Environmental Management*, vol. 1, no. 1, pp. 69-76, 1998.
- [39] H. A. Quazi, "Sustainable development: Integrating environmental issues into strategic planning," *Industrial Management and Data Systems*, vol. 101, no. 1-2, pp. 64-70, 2001.
- [40] J. Tice, L. Ahouse, and T. Larson, "Lean production and EMSs: Aligning environmental management with business priorities," *Environmental Quality Management*, vol. 15, no. 2, pp. 1-12, 2005.
- [41] J. G. Vogtlander, E. Lindeijer, J.-P. M. Witte, and C. Hendriks, "Characterizing the change of land-use based on flora: Application for EIA and LCA," *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, no. 1, pp. 47-57, 2004.
- [42] T. Ekvall and B. P. Weidema, "System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9, no. 3, pp. 161-171, 2004.
- [43] A.-M. Tillman, "Significance of decision-making for LCA methodology," *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 20, no. 1, pp. 113-123, 2000.
- [44] G. Rebitzer, T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. P. Schmidt, S. Suh, B. P. Weidema, and D. W. Pennington, "Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications," *Environment International*, vol. 30, no. 5, pp. 701-720, 2004.
- [45] H. Baumann, "LCA Use in Swedish Industry," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 1, no. 3, pp. 122-126, 1996.
- [46] B. P. Weidema, "Application Typologies for Life Cycle Assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3, no. 4, pp. 237-240, 1998.
- [47] T. Ekvall, A. M. Tillman, and S. Molander, "Normative ethics and methodology for life cycle assessment," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 13-14, pp. 1225-1234, 2005.
- [48] M. Finkbeiner, E. Hoffmann, and G. Kreisel, "Functional unit in the life cycle inventory analysis of degreasing processes in the metal-processing industry," *Environmental Management*, vol. 21, no. 4, pp. 635-642, 1997.

- [49] A. Villanueva and H. Wenzel, "Paper waste - Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments," *Waste Management*, vol. 27, no. 8, pp. S29-S46, 2007.
- [50] H. von Blottnitz and M. A. Curran, "A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective," *Journal of Cleaner Production*, vol. 15, no. 7, pp. 607-619, 2007.
- [51] A. Josa, A. Aguado, A. Heino, E. Byars, and A. Cardim, "Comparative analysis of available life cycle inventories of cement in the EU," *Cement and Concrete Research*, vol. 34, no. 8, pp. 1313-1320, 2004.
- [52] T. Ekvall and A. S. G. Andrae, "Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 11, no. 5, pp. 344-353, 2006.
- [53] P. Lesage, T. Ekvall, L. Deschênes, and R. Samson, "Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models - Part 1: Methodological Approach," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. Online First, no. pp. 1-8, 2006.
- [54] P. Lesage, T. Ekvall, L. Deschênes, and R. Samson, "Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models - Part 2: Case Study," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. Online First, no. pp. 1-8, 2006.
- [55] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [56] S. Bernesson, D. Nilsson, and P.-A. Hansson, "A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions," *Biomass and Bioenergy*, vol. 26, no. 6, pp. 545-559, 2004.
- [57] S. Bystrom and L. Lonnstedt, "Paper recycling: a discussion of methodological approaches," *Resources Conservation and Recycling*, vol. 28, no. 1-2, pp. 55-65, 2000.
- [58] T. Ekvall, "Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling," *Journal of Cleaner Production*, vol. 7, no. 4, pp. 281-294, 1999.
- [59] T. Ekvall, "A Market-based approach to allocation at open-loop recycling," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 29, no. 1, pp. 91-109, 2000.
- [60] T. Ekvall and A.-M. Tillman, "Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 2, no. 3, pp. 155-162, 1997.
- [61] J. G. Vogtlander, H. C. Brezet, and C. F. Hendriks, "Allocation in recycling systems - An integrated model for the analyses of environmental impact and market value," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 6, pp. 344-355, 2001.
- [62] J. A. Todd and M. A. Curran, "Streamlined Life-Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup," 1999.
- [63] T. Ekvall, "System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment - With Implications for Wastepaper Management," in *Department of Technical Environmental Planning*. vol. Doctorate Göteborg: Chalmers University of Technology, 1999, p. 4.

- [64] A. E. Bjorklund, "Survey of approaches to improve reliability in LCA," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 7, no. 2, pp. 64-72, 2002.
- [65] M. Spielmann, R. W. Scholz, O. Tietje, and P. de Haan, "Scenario modelling in prospective LCA of transport systems - Application of formative scenario analysis," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 10, no. 5, pp. 325-335, 2005.
- [66] M. A. J. Huijbregts, W. Gilijamse, A. M. J. Ragas, and L. Reijnders, "Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling," *Environmental Science & Technology*, vol. 37, no. 11, pp. 2600-2608, 2003.
- [67] B. von Bahr and B. Steen, "Reducing epistemological uncertainty in life cycle inventory," *Journal of Cleaner Production*, vol. 12, no. 4, pp. 369-388, 2004.
- [68] H. A. Udo de Haes, O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, and R. Müllwe-Wenk, "Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 2, pp. 66-74, 1999.
- [69] J. C. Bare, P. Hofstetter, D. W. Pennington, and H. A. Udo de Haes, "Midpoints vs. Endpoints: The Sacrifices and Benefits," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 5, no. 6, pp. 319-326, 2000.
- [70] H. Baumann and T. Rydberg, "Life cycle assessment a comparison of three methods for impact analysis and evaluation," *Journal of Cleaner Production*, vol. 2, no. 1, pp. 13-20, 1994.
- [71] K. Shiojiri, A. Yamasaki, M. Fujii, F. Kiyono, and Y. Yanagisawa, "Life cycle impact assessment of various treatment scenarios for sulfur hexafluoride (SF₆) used as an insulating gas," *Environmental Progress*, vol. 25, no. 3, pp. 218-227, 2006.
- [72] R. Pant, G. Van Hoof, D. Schowanek, T. C. J. Feijtel, A. de Koning, M. Hauschild, D. W. Pennington, S. I. Olsen, and R. Rosenbaum, "Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment - Insights from a detergent case study within OMNIITOX," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9, no. 5, pp. 295-306, 2004.
- [73] C. Schulze, A. Jodicke, M. Scheringer, M. Margni, O. Jolliet, K. Hungerbühler, and M. Matthies, "Comparison of different life-cycle impact assessment methods for aquatic ecotoxicity," *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 20, no. 9, pp. 2122-2132, 2001.
- [74] A. C. Brent and S. Hietkamp, "Comparative evaluation of life cycle impact assessment methods with a South African case study," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 1, pp. 27-38, 2003.
- [75] L. C. Dreyer, A. L. Niemann, and M. Z. Hauschild, "Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 - Does it matter which one you choose?," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 4, pp. 191-200, 2003.
- [76] G. A. Norris, "The requirement for congruence in normalization," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 2, pp. 85-88, 2001.

- [77] M. Weiss, M. Patel, H. Heilmeyer, and S. Bringezu, "Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 50, no. 3, pp. 260-281, 2007.
- [78] J. Seppälä and R. P. Hamalainen, "On the meaning of the distance-to-target weighting method and normalisation in life cycle impact assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 4, pp. 211-218, 2001.
- [79] G. Finnveden, "A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment," Swedish Environmental Agency, Stockholms AFR-REPORT 253, 1999.
- [80] M. Bengtsson and B. Steen, "Weighting in LCA - approaches and applications," *Environmental Progress*, vol. 19, no. 2, pp. 101-109, 2000.
- [81] L. Barzaga-Castellanos, R. Neufert, and B. Markert, "Life cycle assessment for the implementation of emission control measures for the freight traffic with heavy duty vehicles in germany - Phase 2: Life cycle impact assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 5, pp. 285-292, 2001.
- [82] W. P. Schmidt and J. Sullivan, "Weighting in life cycle assessments in a global context," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 7, no. 1, pp. 5-10, 2002.
- [83] S. E. Daniel, G. T. Tsoulfas, C. P. Pappis, and N. P. Rachaniotis, "Aggregating and evaluating the results of different Environmental Impact Assessment methods," *Ecological Indicators*, vol. 4, no. 2, pp. 125-138, 2004.
- [84] H. H. Khoo and R. B. H. Tan, "Life cycle evaluation of CO₂ recovery and mineral sequestration alternatives," *Environmental Progress*, vol. 25, no. 3, pp. 208-217, 2006.
- [85] M. C. Reich, "Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC)," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 3, pp. 253-263, 2005.
- [86] H. Wenzel, "Application Dependency of LCA Methodology: Key Variables and their Mode of Influencing the Method," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3, no. 5, pp. 281-288, 1998.
- [87] B. P. Weidema, T. Ekvall, H.-L. Pesonen, G. Rebitzer, G. W. Sonnemann, and M. Spielmann, "Scenarios in Life Cycle Assessment," 2004.
- [88] C. Gaudreault, R. Samson, and P. R. Stuart, "Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, Part I: Current practices and most promising avenues," *Tappi Journal*, vol. 6, no. 7, pp. 25-31, 2007.
- [89] C. Gaudreault, R. Samson, and P. R. Stuart, "Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, part 2: LCA studies and opportunities for development," *Tappi Journal*, vol. 6, no. 8, pp. 3-10, 2007.
- [90] T. Ekvall, G. Assefa, A. Björklund, O. Eriksson, and G. Finnveden, "What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management," *Waste Management*, vol. 27, no. 8, pp. 989-996, 2007.
- [91] R. L. Keeney, "Decision Analysis: An Overview," *Operations Research*, vol. 30, no. 5, pp. 803-838, 1982.

- [92] R. S. Gregory and R. L. Keeney, "Making smarter environmental management decisions," *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 38, no. 6, pp. 1601-1612, 2002.
- [93] B. Roy, *Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision*. Paris, 1985.
- [94] R. L. Keeney and H. Raiffa, *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-Offs*. New-York, 1993.
- [95] M. Finkbeiner, M. Wiedemann, and K. Saur, "A comprehensive approach towards product and organisation related environmental management tools," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 3, no. 3, pp. 169-178, 1998.
- [96] J. R. Stewart, M. W. Collins, R. Anderson, and W. R. Murphy, "Life Cycle Assessment as a tool for environmental management," *Clean Products and Processes*, vol. 1, no. 2, pp. 73-81, 1999.
- [97] L. Jiyong, K. Ik, K. Eunsun, and H. Tak, "Comparison of simplified LCA and matrix methods in identifying the environmental aspects of products," Tokyo, Japan, 2003, pp. 682-6.
- [98] X. Olsthoorn, D. Tyteca, W. Wehrmeyer, and M. Wagner, "Environmental indicators for business: A review of the literature and standardisation methods," *Journal of Cleaner Production*, vol. 9, no. 5, pp. 453-463, 2001.
- [99] J. W. Owens, "Why Life Cycle Assessment is Now Described as an Indicator System," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 2, pp. 81-86, 1999.
- [100] F. I. Khan, V. Raveender, and T. Husain, "Effective environmental management through life cycle assessment," *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, vol. 15, no. 6, pp. 455-466, 2002.
- [101] H.-J. Yim and K.-M. Lee, "Environmental benchmarking methodology for the identification of key environmental aspects of a product," San Francisco, CA, 2002, pp. 21-26.
- [102] V. Benoit and P. Rousseaux, "Aid for Aggregating the Impacts in Life Cycle Assessment," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 2, pp. 74-82, 2003.
- [103] E. G. Hertwich and J. K. Hammitt, "A decision-analytic framework for impact assessment - Part I: LCA and decision analysis," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 1, pp. 5-12, 2001.
- [104] P. Miettinen and R. P. Hamalainen, "How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA)," *European Journal of Operational Research*, vol. 102, no. 2, pp. 279-294, 1997.
- [105] E. G. Hertwich and J. K. Hammitt, "A decision-analytic framework for impact assessment - part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 5, pp. 265-272, 2001.
- [106] J. Chevalier and P. Rousseaux, "Classification in LCA: Building a Coherent Family of Criteria," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 6, pp. 352-356, 1999.
- [107] J. Seppälä, L. Basson, and G. A. Norris, "Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment," *Journal of Industrial Ecology*, vol. 5, no. 45-68, pp. 2000.

- [108] I. E. Grossman and A. W. Westerberg, "Research challenges in process systems engineering," *AIChE Journal*, vol. 46, no. 9, pp. 1700-1703, 2000.
- [109] Y. Wen and D. R. Shonnard, "Environmental and economic assessments of heat exchanger networks for optimum minimum approach temperature," *Computers and Chemical Engineering*, vol. 27, no. 11, pp. 1577-1590, 2003.
- [110] A. Azapagic, A. Millington, and A. Collett, "A methodology for integrating sustainability considerations into process design," *Chemical Engineering Research and Design*, vol. 84, no. 6 A, pp. 439-452, 2006.
- [111] S. K. Stefanis, A. G. Livingston, and E. N. Pistikopoulos, "Minimizing the environmental impact of process Plants: A process systems methodology," *Computers & Chemical Engineering*, vol. 19, no. Supplement 1, pp. 39-44, 1995.
- [112] S. K. Stefanis, A. G. Livingston, and E. N. Pistikopoulos, "Environmental impact considerations in the optimal design and scheduling of batch processes," *Computers & Chemical Engineering*, vol. 21, no. 10, pp. 1073-1094, 1997.
- [113] A. Hugo, C. Ciumei, A. Buxton, and E. N. Pistikopoulos, "Environmental impact minimization through material substitution: a multi-objective optimization approach," *Green Chemistry*, vol. 6, no. 8, pp. 407-417, 2004.
- [114] A. Hugo and E. N. Pistikopoulos, "Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 15, pp. 1428-1448, 2005.
- [115] A. Azapagic, "Life cycle assessment and its application to process selection, design and optimisation," *Chemical Engineering Journal*, vol. 73, no. 1, pp. 1-21, 1999.
- [116] A. Azapagic and R. Clift, "The application of life cycle assessment to process optimisation," *Computers & Chemical Engineering*, vol. 23, no. 10, pp. 1509-1526, 1999.
- [117] A. Azapagic and S. Perdan, "An integrated sustainability decision-support framework - Part I: Problem structuring," *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, vol. 12, no. 2, pp. 98-111, 2005.
- [118] A. Azapagic and S. Perdan, "An integrated sustainability decision-support framework - Part II: Problem analysis," *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, vol. 12, no. 2, pp. 112-131, 2005.
- [119] V. H. Hoffmann, K. Hungerbuhler, and G. J. McRae, "Multiobjective screening and evaluation of chemical process technologies," *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 40, no. 21, pp. 4513-4524, 2001.
- [120] V. H. Hoffmann, G. J. McRae, and K. Hungerbuhler, "Methodology for early-stage technology assessment and decision making under uncertainty: Application to the selection of chemical processes," *Industrial & Engineering Chemistry Research*, vol. 43, no. 15, pp. 4337-4349, 2004.
- [121] B. Alexander, G. Barton, J. Petrie, and J. Romagnoli, "Process synthesis and optimisation tools for environmental design: methodology and structure," *Computers & Chemical Engineering*, vol. 24, no. 2-7, pp. 1195-1200, 2000.
- [122] M. J. M. Janssen, "Retrofit design methodology based on process and product modeling," in *Génie Chimique*. vol. Ph.D. Montréal: École Polytechnique de Montréal, 2007, p. 280.

- [123] S. Lundie, G. Peters, and P. Beavis, "Quantitative systems analysis as a strategic planning approach for metropolitan water service providers," *Water Science and Technology*, vol. 52, no. 9, pp. 11-20, 2005.
- [124] S. Lundie, G. M. Peters, and P. C. Beavis, "Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning," *Environmental Science and Technology*, vol. 38, no. 13, pp. 3465-3473, 2004.
- [125] M. Pehnt, "Assessing future energy and transport systems: The case of fuel cells - Part 2: Environmental performance," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 6, pp. 365-378, 2003.
- [126] F. Bernard and A. Prieur, "Biofuel market and carbon modeling to analyse French biofuel policy," *Energy Policy*, vol. 35, no. 12, pp. 5991-6002, 2007.
- [127] S. Koskela, J. Seppala, A. Lipp, M. R. Hiltunen, E. Pold, and S. Talve, "Estonian electricity supply scenarios for 2020 and their environmental performance," *Energy Policy*, vol. 35, no. 7, pp. 3571-3582, 2007.
- [128] M. Pehnt, "Assessing future energy and transport systems: The case of fuel cells Part I: Methodological aspects," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 5, pp. 283-289, 2003.
- [129] G. Finnveden and T. Ekvall, "Life-cycle assessment as a decision-support tool-the case of recycling versus incineration of paper," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 24, no. 3-4, pp. 235-256, 1998.
- [130] A. E. Bjorklund and G. Finnveden, "Life cycle assessment of a national policy proposal - The case of a Swedish waste incineration tax," *Waste Management*, vol. 27, no. 8, pp. 1046-1058, 2007.
- [131] C. Facanha and A. Horvath, "Evaluation of life-cycle air emission factors of freight transportation," *Environmental Science and Technology*, vol. 41, no. 20, pp. 7138-7144, 2007.
- [132] F. A. Cornejo Rojas, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry," Canada: Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), 2005.
- [133] M. Janssen, F. Cornejo, and P. R. Stuart, "Techno-Economic Considerations for DIP Production Increase and Implementation of Cogeneration at an Integrated Newsprint Mill," *Pulp & Paper Canada*, vol. 107, no. 9, pp. 33-37, 2006.
- [134] B. P. Weidema, "Market information in life cycle assesement," Danish Environmental Protection Agency 2003.
- [135] H.-L. Pesonen, T. Ekvall, G. Fleisher, G. Huppel, C. Jahn, Z. S. Klos, G. Rebitzer, G. W. Sonnemann, A. Tintinelli, B. P. Weidema, and H. Wenzel, "Framework for scenario development in LCA," SETAC-Europe 1999.
- [136] H.-L. Pesonen, T. Ekvall, G. Fleisher, G. Huppel, C. Jahn, Z. S. Klos, G. Rebitzer, G. W. Sonnemann, A. Tintinelli, B. P. Weidema, and H. Wenzel, "Framework for Scenario Development in LCA," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 5, no. 1, pp. 21-30, 2000.
- [137] E. T. H. Vink, D. A. Glassner, J. J. Kolstad, R. J. Wooley, and R. P. O'Connor, "The eco-profiles for current and near-future NatureWorks [registered trademark] polylactide (PLA) production," *Industrial Biotechnology*, vol. 3, no. 1, pp. 58-81, 2007.

- [138] J. L. A. J. C. P. Ana B Moldes, "Strategies to improve the bioconversion of processed wood into lactic acid by simultaneous saccharification and fermentation," *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 76, no. 3, pp. 279-284, 2001.
- [139] J. C. Parajo, J. L. Alonso, and V. Santos, "Lactic acid from wood," *Process Biochemistry*, vol. 31, no. 3, pp. 271-280, 1996.
- [140] C. Vila, V. Santos, and J. C. Parajó, "Recovery of lignin and furfural from acetic acid-water-HCl pulping liquors," *Bioresource Technology*, vol. 90, no. 3, pp. 339-344, 2003.
- [141] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, J. L. Alonso, and J. C. Parajó, "Sugar production from cellulosic biosludges generated in a water treatment plant of a Kraft pulp mill," *Biochemical Engineering Journal*, vol. 37, no. 3, pp. 319-327, 2007.
- [142] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, and J. L. Alonso, "SSF production of lactic acid from cellulosic biosludges," *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 10, pp. 4247-4254, 2008.
- [143] C. Vila, V. Santos, and J. C. Parajo, "Simulation of an organosolv pulping process: Generalized material balances and design calculations," *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 42, no. 2, pp. 349-356, 2003.
- [144] E. T. H. Vink, K. R. Rabago, D. A. Glassner, and P. R. Gruber, "Applications of life cycle assessment to NatureWorks(TM) polylactide (PLA) production," *Polymer Degradation and Stability*, vol. 80, no. 3, pp. 403-419, 2003.
- [145] J. C. Bare, G. A. Norris, D. W. Pennington, and T. McKone, "TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts," *Journal of Industrial Ecology*, vol. 6, no. 3-4, pp. 49-78, 2003.
- [146] European Commission, "Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry," European Commission 2001.
- [147] B. P. Weidema, N. Frees, and A.-M. Nielsen, "Marginal Production Technologies for Life Cycle inventories," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 4, no. 1, pp. 48-56, 1999.
- [148] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, and R. Rosenbaum, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 6, pp. 324-330, 2003.
- [149] G. Rebitzer and K. Buxmann, "The role and implementation of LCA within life cycle management at Alcan," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 13-14, pp. 1327-35, 2005.
- [150] International Organization for Standardization, *Environmental management systems specification with guidance for use*. Geneva: ISO, 1995.
- [151] Association des produits forestiers du Canada, "Intendance Environnementale," A. d. p. f. d. Canada. [En ligne]. Disponible: http://www.fpac.ca/fr/forets_et_durabilite/stewardship/index.php. [Consulté le 01 août 2008]

ANNEXES

A. LIFE-CYCLE THINKING IN THE PULP AND PAPER INDUSTRY, PART I: CURRENT PRACTICES AND MOST PROMISING AVENUES

Caroline Gaudreault¹, Réjean Samson² & Paul R. Stuart¹

NSERC Chair in Environmental Design Engineering

Inter-University Research Center on Life Cycle Assessment and Management of Products and Services

École Polytechnique de Montréal,

C.P.6079, succ. Centre Ville, Montréal (QC)

Contact: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a useful tool for analyzing the environmental burden of products at all stages of their life cycle. In this study, LCA applications in the pulp and paper industry were reviewed and classified into six categories: comparison of products having the same function, "hot spots" identification, comparison of process technical options, comparison of waste management options, evaluation of new products, and strategic planning and evaluations. The application that is most sensitive to the subjective elements of LCA is the comparison of products with the same function, for example the comparison of paper-based and polystyrene-based egg packaging. It was found that process analysis, comparisons of process options and comparisons of end-of-life scenarios have been performed most extensively. Because of the growing interest in environmentally conscious manufacturing, the pulp and paper industry has begun to expand their regulatory-based environmental management systems to include a continuous improvement orientation. Evaluation of new products has not been a major application of LCA reported thus far. Although only a few LCA studies are currently available concerning strategic evaluations, this is increasingly being perceived as a promising avenue for the application of LCA. *Application:* This publication provides the reader an overview of how LCA has been used in the pulp and paper industry.

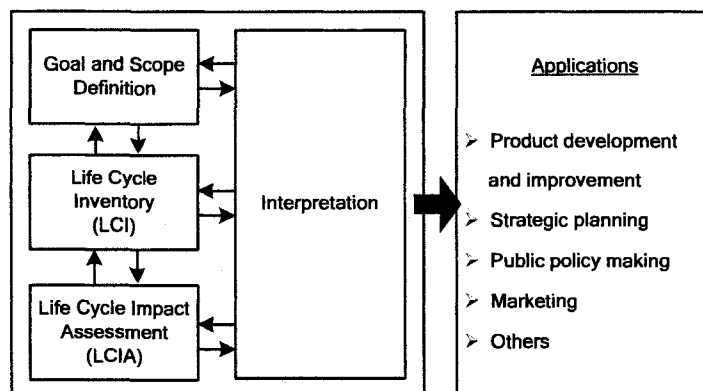
INTRODUCTION

LCA is a tool for analysis of the environmental burden of products at all stages of their life cycle ranging from the extraction of resources to final disposal. ISO defines four major steps in the LCA methodology, which are described in Fig. 1 [1].

Foremost, in the goal and scope definition, the reason for performing the study, the audience and the methods are described. In the inventory phase, the inputs and the outputs are compiled and quantified. In the impact assessment phase, the magnitude and the importance of the potential impacts are evaluated. Finally, in the interpretation phase, the results from inventory and impact assessments are combined in relation to the goal and scope in order to obtain conclusions and to draw recommendations.

LCA is still a developing methodology and there remain limitations related to its use. Two main challenges have been identified. The first concerns the inventory stage. Data must be available, precise,

accurate, and valid. The second challenge is related to the impact assessment stage. Some impact categories, especially those related to local impacts, are still under development. From a pulp and paper perspective, it is important to note that land use can be a very important impact category to consider but there is still a lack of consensus regarding the methods to apply to quantify it. Also, many of the characterization methods does not quantify resources preventing the promote the advantage of using renewable resources. Also, carbon sequestration into paper product, is not accounted for explicitly.



1. LCA framework

OBJECTIVES & METHODOLOGY

The objectives of Part I of this paper are a) to survey LCA applications in the pulp and paper industry, and b) to outline the strengths and weaknesses of different LCA applications through a critical analysis.

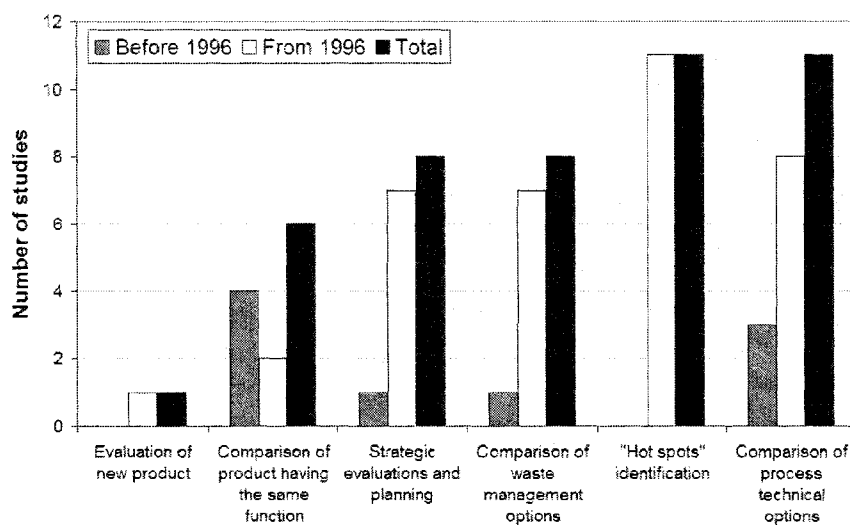
SURVEY OF LCA APPLICATIONS IN THE PULP AND PAPER INDUSTRY

2. Fields of Application

40 studies published between 1990 and 2005 were reviewed in order to develop an overall picture of LCA applications in the pulp and paper industry. It was found that the studies can be classified into the following fields of application:

- Comparison of products having the same function;
- “Hot spots” identification;
- Comparison of process technical options;
- Comparison of waste management options;
- Evaluation of new products;
- Strategic planning and evaluations.

The breakdown of LCA studies by field of application (note that some of the studies fall into more than one field) is shown in Fig. 2. LCA was originally designed for the comparison of products with the same function. However, since the publication of the first ISO standard on LCA (1996), it is increasingly being used for the other applications.



2. Breakdown of LCA studies by field of application

3. Comparison of Products with Same Function

LCA can be used for the comparison of paper products with alternatives having the same function. LCA has been used several times to compare paper with plastic bags and paper with cloth diapers as shown in **Table 1**. Moreover, this table presents comparisons between on-line, television, and newspaper information delivery, and between paper and polystyrene egg packaging.

Product comparison is undoubtedly an LCA application which is very sensitive to the assumptions that have to be made to assure the comparability. The reviewed studies illustrate some of those assumptions such as the choice of system boundaries and the weighting method. In some cases, the results of different studies on the same products appear contradictory, as illustrated by the case of paper bags [2,3,4]. The bags compared by Eurosac [3] were different from the ones in the first and third studies. Also, the studies by Franklin Associates [2] and Sevitiz [4] have the same functional unit (10,000 paper bags and the corresponding number of plastic bags), but were conducted in two different countries. Furthermore, the conclusions of the first study were based on inventory results only, while those of the third were based on impact results. This example shows that conclusions from LCA studies cannot be generalized. Other product comparisons also highlighted the methodological challenges associated with this application of LCA [6,7,8].

	Reference	Objectives	Main Conclusions
PAPER VS. PLASTIC BAGS	Franklin Associates 1990 [2] USA	Comparison of paper and polyethylene (PE) bags in USA using a resource and environmental profile analysis (REPA) or LCI.	<ul style="list-style-type: none"> Energy requirements are generally less for PE bags. At all recycling rates: <ul style="list-style-type: none"> PE bags generate less solid wastes; Atmospheric and water emissions are lower for PE bags.
	Eurosac 1993 [3] France	Comparison of industrial paper and PE bags.	<ul style="list-style-type: none"> Paper bags are better concerning: <ul style="list-style-type: none"> fossil energy, global warming (GW) and smog. PE bags are better concerning: <ul style="list-style-type: none"> renewable energy consumption, COD and water use.
	Sevitz 2002 [4] South Africa	Determination of the overall environmental impact of the life cycle of conventional plastic and paper bags in the context of South Africa.	<ul style="list-style-type: none"> Plastic bags have less environmental impact than paper bags for use ratios up to 2.5 plastic bags per one paper bag. Paper becomes competitive only for high plastic to paper bag ratios. The weighting method used and the assumptions have an impact on the results.
PAPER VS. CLOTH DIAPERS	Miljökonsult & Svensson 1993 [5] Sweden	Comparison of disposable and cloth diapers.	<ul style="list-style-type: none"> With good laundry practices, cloth diapers contribute less to GW and acid rain and use less energy. Disposable diaper manufacturing consumes significant fossil fuel. Cloth and disposable diapers are difficult to compare due to the incompleteness of the information and the inability to weigh environmental effects against each other.
	Sauer et al. 1994 [6] USA	Assessment of the energy usage, water requirements, solid waste, atmospheric emissions, and water emissions generated by disposable and cloth diapers.	<ul style="list-style-type: none"> Cloth diapers use more energy and water than disposable ones. Disposable diapers generate more solid wastes. The authors stress that REPA should not be used to find a winner or a loser but to identify possible improvements.
OTHERS	Reichert & Hishier 2003 [7] Switzerland	Comparison of on-line, television, and newspaper information delivery, based on two different functional units.	<ul style="list-style-type: none"> The choice of the best option depends on the functional unit used, but in each case it is possible to make recommendations concerning a better use of the media. Using LCA is a good step toward increasing the knowledge of the environmental impact of different information media.
	Zabaniatou & Kassidi 2003 [8] Greece	Comparison of paper and polystyrene for egg packaging.	The application of the LCA methodology to polystyrene and recycled paper egg packaging does not provide a clear-cut answer for defining the friendlier product, but it seems that the polystyrene eggcup has a higher environmental impact.

Table 1. Product comparison LCA applications

4. "Hot spots" Identification

"Hot spots" identification involves the determination of the contribution of each stage of the life cycle to the different impact categories. The main conclusions from some "hot spots" identification are presented in **Table 2**. This table gives an overview of the potential for using LCA to evaluate energy, greenhouse gas emissions (GHG) and transportation issues in the pulp and paper industry. Other issues are also treated by the authors but the focus in **Table II** has been made on energy. Almost all studies presented show that LCA is a useful tool for investigating environmental strengths and weaknesses along the life cycle of a product. Some authors have noted the importance of combining LCA with other tools [14]. One major conclusion that can be drawn from studies presented in **Table II** [9,10,17,18] is that activities upstream of the paper production, and more specifically energy production, are often very important contributors to the life cycle environmental impact.

Reference	Objectives	Main Results/Conclusions
Eurosac 1993 [3] France	Assessment of the environmental burden of industrial paper bag manufacturing.	<ul style="list-style-type: none"> – The use of fossil energy and the emissions of CO₂ and SO_x are mostly linked to the production of energy. – Transport is the main source of NO_x emissions.
Krokowski et al. 1999 [9] Sweden & Canada	Ecological evaluation of a typical newspaper and magazine along the paper cycle.	<ul style="list-style-type: none"> – Forest, energy, climate, water, and waste paper are the strategic sectors in the evaluation of the paper cycle. – Processes upstream of the production of paper represent an important source of environmental impact. – LCA is a useful tool to identify the stages that cause most of the environmental impacts.
International Energy Agency 1999 [10] France	Development of a method for the assessment of the energy-related environmental impacts of paper products.	Energy-related impacts are mainly due to energy use in the mill, production of electricity and production of fuels. The system boundaries must be set in consequence.
Pajula et al. 2001 [11] Finland	Evaluation of the contribution of transportation to the overall environmental impact of the paper chain.	<ul style="list-style-type: none"> – CO₂, SO₂ and NO_x are the emissions that are the most influenced by transport. – Paper production is the major contributor to CO₂ and SO_x. – The result can change if non-fossil energy is used in the process.
Wiegard 2001 [12] Australia	Illustration of how LCA can be used to find opportunities for reducing GHG emissions.	Performing an LCA for virgin and recycled pulp gave a good picture of mills in terms of GHG emissions.
Dias et al. 2002 [13] Lopes et al. 2003 [14] Portugal	Determination of the process contributions to the paper life cycle environmental impact.	<ul style="list-style-type: none"> – Paper production is the dominant contributor to CO₂ and SO_x. – Pulp production is an important contributor to energy consumption and to eutrophication and acidification. – Transports are the main emitter of NO_x. – The disposal stage is assumed to make an important contribution to GW.
Pickin et al. 2002 [15] Australia	Evaluation of the GHG emissions along the Australian paper cycle.	Half of the GHG emissions from the paper cycle originates from landfill of waste paper.
Sundin et al. 2002 [16] UK	Material and energy analysis for the paper cycle in the United Kingdom.	<ul style="list-style-type: none"> – Environmental benefits of reducing consumption of paper and improving technology are greater than those obtained from increasing recycling. – Modeling techniques and scenario-type sensitivity analyses are helpful to answer questions with a high level of complexity and uncertainty.
Windsperger et al. 2002 [17] Austria	Analysis of the importance of the environmental burdens associated with the upstream processes of paper production.	In many impact categories, the external processes, more specifically energy production, were at least as important as the production site.
Rehnström 2003 [18] Sweden	Understanding of the overall environmental impacts of black liquor recovery.	The chemical and energy inputs result in more important contribution to environmental impacts than the chemical recovery process.

Table II. "Hot spots" identification LCA applications

5. Comparison of Process Technical Options

LCA can be used to evaluate process variants. The comparison of those variants with the initial process, and with each other, provides insight into the best opportunities for environmental improvement. Some examples include the comparisons of alternative bleaching processes, energy sources and chemical recovery systems. **Table III** shows comparisons of process options using LCA. The usefulness of LCA for the evaluation of alternative energy sources has been demonstrated by some authors [14,18,25]. The examples presented in this table show that LCA is not sufficient to answer complex questions related to

process alternatives. It is pointed out that local impacts should be addressed using risk assessment because they are not well covered in LCA [21]. Furthermore, the combination of LCA with economic criteria and decision analysis methods is also discussed [13,22].

Reference	Objectives	Main Results/Conclusions
Rafenberg & Mayer 1998 [19] France	Examination of newspapers of the LE MONDE group.	<ul style="list-style-type: none"> – The development of an improved version of LE MONDE depends less on technical than on management decisions. – LCA is useful for identifying and assessing the environmental impacts of a product, and to improve the management activities.
Vizcarra et al. 1999 [20] USA	LCI evaluation of the effects of the substitution of wheat straw chemical pulp for the softwood mechanical pulp component of telephone directory.	Straw pulp consumes more raw material and energy than mechanical pulp mainly because pulping chemicals can not be recovered at this time.
Scheringer et al. 2000 [21] Switzerland	Comparison of the environmental performance of fluorescent whitening agents (FWAs) with peroxide bleaching of mechanical pulp.	<ul style="list-style-type: none"> – FWA production uses less energy. – LCA must be combined with risk assessment to better compare these options.
Dias et al. 2002 [13] Portugal	Comparison of elemental chlorine free (ECF) bleaching and total chlorine free (TCF) bleaching.	The current trend is to establish the best bleaching sequence from an economic and environmental point of view for each wood species.
Pineda-Henson et al. 2002 [22] USA	Analysis of process alternatives using LCA and analytical hierarchic process (AHP).	<ul style="list-style-type: none"> – The following process alternatives should be prioritized in this order to reduce environmental footprint: water recycling, alternative energy use, emissions control measures, and fibre recycling. – Combination of LCA and AHP provide a structured approach to environmental decision-making.
Lopes et al. 2003 [14] Portugal	Assessment of the replacement of heavy fuel oil (HFO) by natural gas and cogeneration in the manufacturing process of paper.	<ul style="list-style-type: none"> – Substituting HFO by natural gas in the pulp and paper production process is a good environmental solution when combined with cogeneration. – LCA is an appropriate tool to evaluate the global impact of process modifications.
Rehnström 2003 [15] Sweden	Comparison of a recovery boiler and black liquor gasification.	<ul style="list-style-type: none"> – Black liquor gasification is better for the environment than classical recovery boiler. – To facilitate the interpretation, a comparative LCA should be done of two paper mills equipped with the different recovery systems.
Das et al. 2004 [23] USA	Comparison of chemical-, mechanical- and bio-pulping processes.	Bio-pulping leads to a significant reduction of the environmental impact when compared to the other processes.
Fu et al. 2005 [24] Canada	Assessment of the environmental benefits of enzyme bleaching compared to classical ECF process.	<ul style="list-style-type: none"> – Results show that the introduction of enzyme bleaching into the ECF process improves the majority of the impact categories. – The increase in GW and smog would be eliminated if the enzyme mediator was manufactured on-site.
Munoz et al. 2005 [25] Spain	Comparison of advanced oxidation processes for dissolved organics removal.	<ul style="list-style-type: none"> – Energy is the main differentiator for the processes. – LCA has been useful to compare the different processes.

Table III. Comparison of process options LCA applications

6. Comparison of waste management options

The examples in **Table IV** show that waste management options have been widely studied using LCA. The conclusions of these studies can be different, due to the methods employed, as well as the assumptions made during the LCI (e.g., energy replaced by incineration energy, virgin material replaced by recycled fibers, etc.). However, most studies illustrate the benefits of incineration and recycling over disposal into landfills [15,19,24,27,32]. Recycling problems are complex to analyze using LCA because many assumptions have to be made related to the choice of system boundaries, allocation procedures and alternative usage of avoided material. For this reason, Ekvall and Finnveden [29-31] focused their efforts on the development of LCA methodologies that are specific to recycling characteristics.

Again, two crucial aspects are stressed: the importance of energy and the necessity of using LCA with other tools in order to consider technical, economic and social aspects in decision-making.

Reference	Objectives	Main Results/Conclusions
Karna & al. 1993 [26] Karna & al. 1994 [27] Finland	Comparison of scenarios for the life cycle of newsprint in the Central-European market.	Burning waste paper to generate electricity is better than recycling.
Grieg-Gran 1995 [28] UK	Summary of eight studies comparing incineration with heat recovery, recycling and landfilling.	<ul style="list-style-type: none"> – Recycling has fewer benefits than energy recovery because of fossil fuel use. Energy sources are critical to this conclusion. – Social and economic issues related to paper recycling should be examined.
Ekvall 1996 [29] Ekvall & Finnveden 2000 [30] Ekvall 1999 [31] Sweden	Discussion of important methodological aspects related to the wood fiber products and development of methodologies for the choice of system boundaries and allocation methods for recycling applications.	<ul style="list-style-type: none"> – Some important aspects influencing the LCA results are: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Energy sources; ▪ Assumptions regarding the alternative uses of biomass; ▪ Inclusion/exclusion of indirect effects. – LCA should not be used alone for decision-making. – If LCA is intended for decision-making, system boundaries should be expanded to include activities affected by the decision.
Grant et al. 2001 [32] Australia	Determination of the environmental benefits of recycling.	<ul style="list-style-type: none"> – Recycling provides substantial environmental benefits that come from the avoided virgin material production and avoided landfill impacts. – LCA should be combined with assessment of technical, operational and economic reliability.
Pickin et al. 2002 [15] Australia	Investigation of various waste management options in order to reduce GHG emissions from paper.	Options other than landfill reduce GHG emissions. Waste-to-energy recovery is the most effective.
Dahlbo et al. 2005 [33]	Evaluation of impacts of different waste management options for the Helsinki region.	<ul style="list-style-type: none"> – LCI shows that the material and energy recovery options are superior to landfilling and that the energy recovery options are more favorable than recycling. – Several LCIA methods showed that co-combustion of newspaper performed better than material recycling or incineration if solid recovered fuel can be used to replace coal as fuel.

Table IV. Comparison of waste management options LCA applications

7. Evaluation of New Products

Environmental aspects should be considered at each stage of the life cycle of a product, beginning with its design, to allow for a better selection of materials and processes. Madu et al. [34] proposed a framework showing that consumers can play an integral part in environmentally conscious design and manufacturing. Using a case study involving paper recycling, they demonstrated that LCA is a good tool to assess the environmental impact of each grade of paper and to compare alternatives. Currently, the pulp and paper industry is not using LCA extensively for the assessment of new products.

8. Strategic Planning and Evaluations

LCA applications can go further than the previous applications. LCA can provide an organization or a government with helpful information for strategic choices. For example, LCA can be used to choose suppliers based on environmental criteria [35], to develop environmental policies [36,40,41] or to answer a customer inquiry about environmental issues [37]. The example of Zobel et al. [39] shows an opportunity to use LCA within environmental management systems (EMS). This specific case illustrates how LCA methodology can be used to identify the environmental aspects of a pulp and paper mill.

Reference	Objectives	Main Results/Conclusions
SustainAbility 1995 [35] Europe	Application of LCA for supplier selection by pulp and paper companies.	<ul style="list-style-type: none"> - LCA is beginning to have commercial implications for industry. - Environmental pressures on suppliers are likely to increase across Europe, particularly if governments begin to include life-cycle management principles in their purchasing specifications.
Yaros 1996 [36] USA	Application of LCA for product development, capital expansion, elaboration of corporate energy policy and audit program.	LCA is a useful tool that can be used to integrate the environmental dimension into the business strategy and for competitive advantage.
Côté 1996 [37] USA	Use of LCA to respond to the concerns of a pulp and paper company's customers about the environment.	LCA should not be used for "product bashing" but rather for improving the environmental performance.
Bradley 1999 [38] Canada	Illustration of the significance that life cycle thinking can have in the context of the paper chain.	<ul style="list-style-type: none"> - Using LCA enhances the stakeholders' knowledge about the environmental impacts of the paper chain, and makes opportunities for improvement more obvious. - The importance of understanding the entire environmental picture before drawing conclusions is stressed.
Zobel et al. 2002 [39] Sweden	Proposal of a transparent and stringent methodology based on LCA for identification of environmental aspects and assessment within the EMS.	<p>The use of LCA has two main advantages for this purpose:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Use of well-documented data; ▪ Breaking the issues into tangible parts.
Ross & Evans 2002 [40] Ross et al. 2003 [41] Australia	Demonstration of how LCA can be used to determine the efficiency of policies for the reduction of product's contribution to global environmental problems.	<ul style="list-style-type: none"> - In general, the most useful strategy is to recycle old packaging except when direct measures to eliminate methane emissions are taken. - LCA can produce results relevant to policy making by: <ul style="list-style-type: none"> ▪ Identifying "hot spots"; ▪ Elaborating the most desirable policy options; ▪ Providing a quantifiable basis for comparisons.
Dahlbo et al. 2005 [19]	Evaluation of impacts of different waste management targets for waste policy making.	LCA is a method that is widely known and also its strengths and weaknesses are widely recognized. It can be used to provide information on the impacts of waste management targets for waste policy making.

Table V. Strategic planning and evaluations LCA applications

CONCLUSIONS

LCA has been used since the 1990's for different pulp and paper applications including comparison of products with the same function, "hot spots" identification and process analysis, comparison of process options, comparisons of end-of-life scenarios, evaluation of new products, and strategic evaluations. The main conclusions of this review can be summarized as follows:

- Comparison of competitive products is sensitive to subjective choices in LCA. LCA should be used to identify the potential improvement and compare options.
- By examining the contribution of life cycle stage to the environmental impact, it is possible to rationalize process improvement opportunities. It has been demonstrated that activities energy production is an important contributor to the overall environmental impact.
- When comparing process options using LCA, further value can be obtained when complementing the results with other system evaluations such as techno-economic evaluation. The combination of environmental, technical and economic criteria leads to complex comparisons which can be rationalized using multi-criteria decision-making methods. This is critical for some very specific

pulp and paper issues, such recycling, which require a careful and well-described application of LCA methodology.

- The possible use of LCA within EMS has been identified. However, some major challenges to this application such as different system boundaries remain to be addressed in a systematic fashion.
- Pulp and paper companies are beginning to see the potential of LCA for strategic planning. The most important application of LCA at this time is for the structuring of supply chains.
- The lack of good methods for land use assessment and for explicitly demonstrating the advantages of paper products in terms of carbon sequestration may be one reason explaining why the use of LCA is not more extensive in the pulp and paper industry.

REFERENCES

1. International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework", ISO 14040: 1997(E), ISO, Geneva, 1997.
2. Franklin Associates, "Resource and Environmental Profile Analysis of Polyethylene and Unbleached Paper Grocery Sacks", USA, 1990.
3. Eurosac, "The Life Cycle Analysis of Industrial Paper Sacks", 1997. Available [Online] <http://www.eurosac.org/eurosac/frameuk.htm> >[June2003].
4. Sevit, J., *Wastecon 2002 Congress*, Shorten Publications (Pty) Ltd, Durban, South Africa.
5. Miljökonsult, E. and Svensson, S., "Criteria for nappies and similar products, Appendix 3. Environmental effects of choosing between cloth nappies and disposable nappies", 1993. Available [Online] <http://www.snf.se/pdf/bmv/bmv-diapers-crit.pdf> >[21 June2004]
6. Sauer, B. J., Hildebrandt, C. C., Franklin, W. E., et al., *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(6): 1003(1994).
7. Reichart, I. and Hishier, R., *J. of Industrial Ecology* 6(3-4): 185(2003).
8. Zabanitou, A. and E. Kassidi, *J. of Cleaner Production* 11(5): 549(2003).
9. Krokowski, K., Bresky, J., Pettersson, B., et al., "LCA Graphic Paper and Print Products", Axel Springer Verlag, Stora, Canfor, 1998.
10. International Energy Agency. "IEA Programme on Advanced Energy-Efficient Technologies for the Pulp and Paper Industry, Annex XII: Assessment of Life-Cycle Wide Energy-Related Environmental Impacts in the Pulp and Paper Industry, Final Report", 1999.
11. Pajula, T., Kutinlahti, T. and Wessman, H., *The third EcoPaperTech: an international conference on economy and ecology in papermaking technology*, Helsinki, 2001, p. 331.
12. Wiegard, J., *Appita J.* 54(1): 9(2001).
13. Dias, A., Lopes, E., Arroja, L., et al., *Appita J.* 55(1): 21(2002).
14. Lopes, E., Dias, A., Arroja, L., et al., *J. of Cleaner Production* 11(1): 51 (2003).
15. Pickin, J. G., Yuen, S. T. S., and Hennings, H., *Atmospheric Environment* 36(4): 741(2002).
16. Sundin, E., Svensson, N., McLaren, J., et al., *J. of Industrial Ecology* 5(3): 89(2002).
17. Windsperger, A., Steinlechner, S., Simon, A., *Gate to EHS: Life Cycle Management* 2(5): 1(2002).
18. Rehnström, C., *Nordic Pulp and Paper Research Journal* 18(3): 344(2003).
19. Rafenberg, C. and Mayer, E., *Int. J. of LCA* 3(3): 131(1998).
20. Vizcarra, A., Lo, V., Bicho, P.A., *Tappi Journal* 82(2): 115(199).
21. Scheringer, M., Halder, D., and Hungerbühler, K., *J. of Industrial Ecology* 3(4): 77(2000).
22. Pineda-Henson, R., Culaba, A. B., Mendoza, G. A., *J. of Industrial Ecology* 6(1): 15(2002).
23. Das, T.K., Dee, P., Houtman, C., *Environmental Progress* 23(4): 347(2004).
24. Fu, G.Z., Chan, A.W., Minns, D.E., *Int. J. of LCA* 10(2): 136(2005).

25. Munoz, I., *Chemosphere* 62(1):1 (2006).
26. Karna, A., Engstrom, J., and Kutnlahtim, T., *Proceedings of the 2nd Research Forum on Recycling*, Ste-Adele, Quebec, 1993, p. 171.
27. Karna, A., Engstrom, J., Kutinlahti, T., and al., *Paper and Timber* 76(4): 232(1994).
28. Grieg-Gran, M., *Proceedings of the International Workshop Organized by the European Institute and the Federal Research Centre for Forestry and Forest Products – Life-Cycle Analysis – A Challenge for Forestry and Forest Industry*, Arno Frühwald and Birger Solberg ed., 1995, p. 123.
29. Ekvall, T., 1996. *Key Issues in the Assessment of Wood Fibre Flows*. CIT Ecologik, Gothenburg, 1996, 30 p.
30. Ekvall, T. and Finnveden, G., *Process Safety and Environmental Protection*, 78(4): 288(2000).
31. Ekvall, T., "System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment, with Implications for Wastepaper Management", Ph.D. thesis, Chalmers University, Gothenburg, 1999.
32. Grant, T., James, K. L., Lundie, S., et al., "Stage 2 Report for Life Cycle Assessment for Paper and Packaging Waste Management Scenarios in Victoria", 2001. Available [Online] http://www.ecorecycle.vic.gov.au/asset/1/upload/Stage_2_Report_for_Life_Cycle_Assess_for_Packaging_Waste_Mgm.pdf >[22June2004].
33. Dahlbo, H., Laukka, J., Myllymaa, T., et al., "Waste Management Options for Discarded Newspaper in the Helsinki Metropolitan Area", 2005. Available [Online] www.environment.fi/publications > [13 april 2006].
34. Madu, C. N., Kuei, C., and Madu, I. E., *J. of Environmental Management* 64(3): 261(2002).
35. SustainAbility, "EPE Sourcebook, Scott Paper: Rattling the Supply Chain.", 1995. Available [Online] <http://www.epe.be/workbooks/sourcebook/3.1.html> >[6April2006].
36. Yaros, B. R., *TAPPI Life Cycle Assessment Symposium 1996*, TAPPI PRESS, Atlanta, p.51.
37. Côté, W. A., *TAPPI Life Cycle Assessment Symposium 1996*, TAPPI PRESS, Atlanta, p.43.
38. Bradley, M. J., *Proceedings of the 1999 85th Annual Meeting of the Pulp and Paper Technical Association of Canada*, CPPA, Montréal, p. A285.
39. Zobel, T., Almroth, C., Bresky, J., et al., *J. of Cleaner Production* 10(4): 381(2002).
40. Ross, S. and Evans, D., *Environmental Management* 29(1): 132(2002).
41. Ross, S., Evans, D., Webber, M., *Int. J. of LCA* 8(1): 19(2003).

B. LIFE-CYCLE THINKING IN THE PULP AND PAPER INDUSTRY, PART 2: LCA STUDIES AND OPPORTUNITIES FOR DEVELOPMENT

Caroline Gaudreault¹, Réjean Samson² & Paul R. Stuart¹

NSERC Chair in Environmental Design Engineering

Inter-University Research Center on Life Cycle Assessment and Management of Products and Services

École Polytechnique de Montréal,

Chemical Engineering Department

C.P.6079, succ. Centre Ville, Montréal (QC)

Contact: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT:

In Part I of this study, a critical survey of life cycle assessment (LCA) applications in the pulp and paper industry was presented. The objective of Part II of this study is to characterize and understand the methodologies that have been used in reported LCA studies including their limitations, and identify opportunities for the improvement of LCA methodologies. We examine the type of LCA application, the source of the publication, the country of origin, the organization performing the study, the software used, and the completeness of the study. It was found that many LCA studies do not include certain elements as defined by the standard ISO methodology, including in particular the quality assessment of the LCA study. Most of the methodologies and databases used in the studies were appropriate for the European context, and not well adapted to North American specifics. There is a need to develop North American methodologies and databases, and significant potential for using LCA in conjunction with other product and process analysis tools for enhanced decision-making. *Application:* This publication provides the reader an overview of how LCA has been used in the pulp and paper industry, and identifies promising avenues for further work.

INTRODUCTION

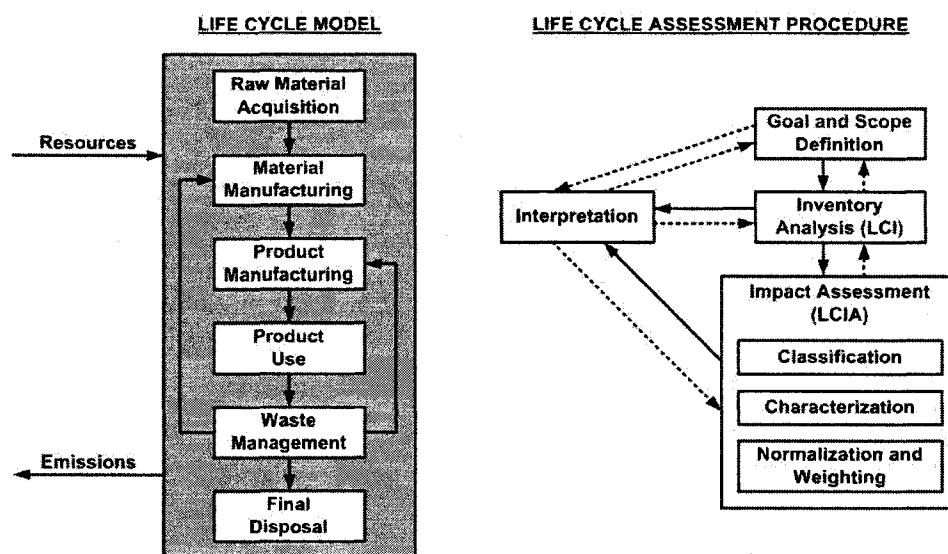
LCA is the holistic assessment of the environmental impacts associated with a product chain. ISO [1] defines four major steps in the LCA methodology. The steps and the cradle-to-grave approach used in LCA are shown schematically Fig. 1 [1,2]. In order to ensure its validity, an LCA study must be performed in an objective and transparent way concerning the following: functional unit choice, quality of data, choice of the impact methods, uncertainty, variability, and sensitivity analysis and, normalization, weighting and aggregation.

Part I of this study [3] showed that applications can be divided into six main categories: comparison of products with the same function, "hot spots" identification, comparison of process technical options, comparisons of waste management options, evaluation of new products, and strategic planning and evaluations. This initial study concluded the following:

- that the most subjective LCA application was for comparisons of different products with the same functions,

- that process analysis and identification of opportunities for process improvement were the most common LCA applications, and
- that there is a growing interest in LCA for strategic corporate evaluations.

Moreover, it was determined that there were numerous opportunities to combine LCA with other tools such as risk assessment, techno-economic studies, and decision analysis, and to use LCA as part of environmental management activities. In this paper, we perform an analysis of these LCA studies from a methodological point-of-view.



1. LCA framework and scope (Adapted from Baumann and Tillman [2])

OBJECTIVES

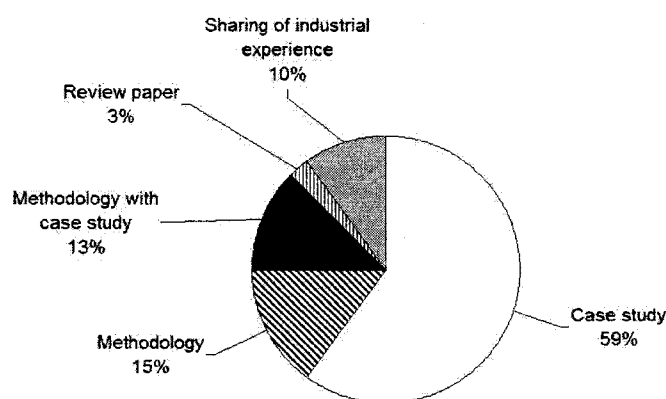
- The first objective of this paper is to quantify the following characteristics of the reviewed studies: source and type of publication, country of origin, type of organization performing the study, software used and completeness of the study.
- The second objective of this study is to evaluate and understand the methodologies that were used in LCA studies, as well as their specific limitations, and to identify future work that will allow for the improvement of these methodologies.
- The third objective is to identify opportunities for application of LCA methodology in the pulp and paper industry.

CHARACTERIZATION OF LCA STUDIES

Forty LCA studies related to the pulp and paper industry were reviewed and summarized in the first part of this paper [3]. The following is an analysis of these studies.

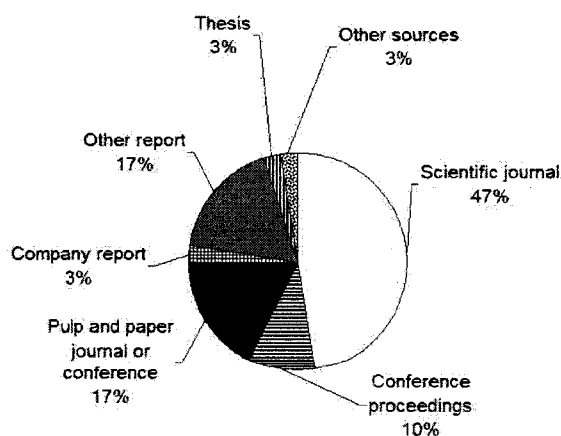
1. Type of Publications , Source of the Publications and Organization Performing LCA Studies

The classification of the LCA studies according to the type of publication is presented at **Fig. 2**. Case studies have been performed extensively, and significant effort has been put into developing methodologies. This is due to the fact that certain issues are specific to the pulp and paper industry. For example, the choice of system boundaries and of allocation procedures may have a decisive influence on the results, for instance for the environmental comparison between recycling, landfill, and incineration of waste paper [4].



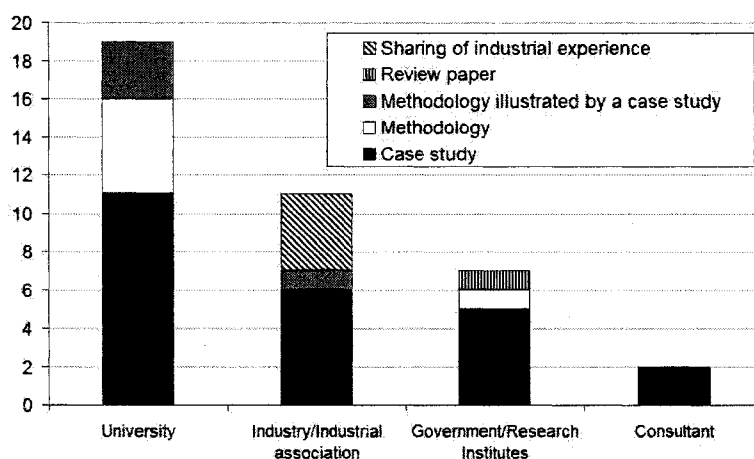
2. Type of the publications

Publications in this survey came from several sources that are summarized in **Fig. 2**. From this figure it can be seen that more than 75% of the publications were reported in scientific journals or conference proceedings (pulp and paper-specific and otherwise).



3. Source of the publications

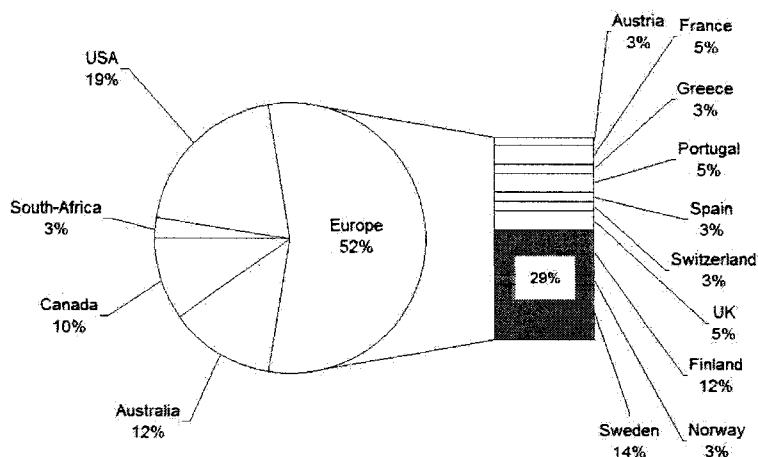
The LCA studies have also been classified according to the type of organization that performed them. The studies originated from universities, government, consulting companies, industrial associations, and industrial companies. Although several studies involved collaboration between two or more groups, only the main author was considered in this characterization. The results are summarized in Fig. 4. Most of the studies originated from universities, which is understandable considering that LCA methodology is still under development. Information about the type of study carried out by various groups is also provided in Fig. 4. Consulting companies have been mostly implicated in product comparisons. One possible explanation for this is that companies may hire consultants in order to demonstrate that their product is environmentally preferable relative to that of a competitor. Industry is also more involved in studies related to process and strategic evaluations, since they have to meet increasingly stringent environmental regulations while maintaining their competitive position. Government touches upon all the study categories, as does the university sector. The source of the publications and the groups performing the study demonstrate that LCA has not yet become a common practice in the industry.



4. Organization Performing LCA Studies

2. Country of Origin

Certain countries have been more active than others in the development of LCA methodologies and their application. The country of origin for the studies is presented in Fig. 5. Note that the classification refers to the country where the study was performed (main author), and not necessarily where the data were gathered. From Fig. 5, it is clear that Europe and the Scandinavian countries have been most active. As a result, many of the LCA methodologies and databases available today are of European origin. Good methodologies and databases are essential for an accurate implementation of LCA. Although Japanese studies were not considered in this review because they are typically not translated into English, they would probably represent a significant percentage since Japan is quite advanced in terms of general LCA development and utilization. In 1998, Japan's Ministry of Economy, Trade and Industry (METI) launched a national project titled "Development of Assessment Technology of Life Cycle Environmental Impacts of Products" (commonly known as the "LCA Project"). The objectives of the LCA Project were to establish an LCA tool for the nation, a Japanese database, the rules of application, and to educate the public and industry about LCA [5].



5. Country of Origin of LCA Studies

3. Software Used

LCA is a powerful methodology if supported by a calculation tool that permits the user to focus on the problem rather than its solution. Several LCA software packages are available for this, such as KCL-ECO and SimaPro, which seem to be most commonly used in the pulp and paper industry. KCL-ECO has been developed at KCL, the research and development organization of the Finnish pulp, paper and board industry. KCL has many years experience in life cycle assessment and international methods development. KCL-ECO has a user-friendly graphical interface and can handle large systems. It allows for "hot spots" identification, uncertainty analyses and graphic processing of the results [6]. SimaPro has been developed by PRé Consultants, a Dutch consulting company whose expertise is LCA studies and reviews, development of impact assessment methods, and ecodesign. SimaPro is a professional software that allows an easy modeling and analysis of complex life cycles in a systematic and transparent way, following the ISO 14040 guidelines. It is used by major industries, consultants and universities in 50 countries. SimaPro allows for "hot spots" identification and Monte Carlo analysis. It comes with several inventory databases including thousands of processes and several impact assessment methods.

4. Completeness of LCA Studies

The ISO framework for LCA consists of the following stages: 1) goal and scope definition, 2) inventory analysis, 3) impact assessment, and 4) interpretation. Based on ISO standards [1,8,9,10], these four elements can be divided into the sub-elements presented in Table I.

The definition of the goal and scope is a critical step of the LCA because it defines the boundaries of the study for which the results can be applied. For instance, if the goal is to describe the environmental impact of a given product system, system boundaries should include all activities of this system having a significant impact, and average data for the technology used. Also, if the system is multifunctional (i.e. more than one product is made), then the environmental impact should be attributed to each function

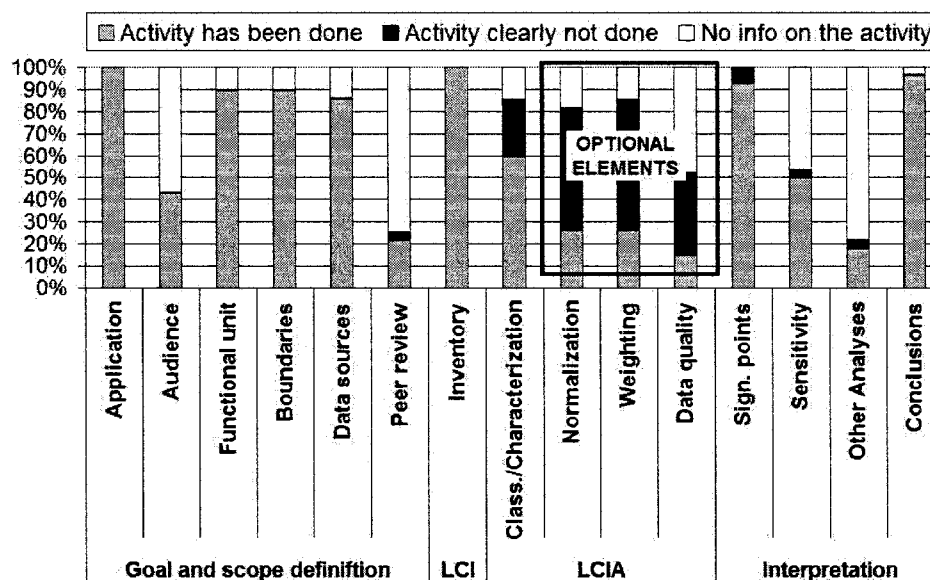
based on LCA allocation rules. In the case where LCA is used for decision-making, system boundaries must be expanded to all activities potentially affected by the decision and marginal data should be used. The inventory analysis is the skeleton of the study and probably the most labor-intensive step of the LCA study. Classification and the characterization transforms emissions into parameters which give an indication of the potential impact of the emissions on the environment (e.g. CO₂, CH₂, N₂O and other greenhouse gases are aggregated in the global warming impact category).

ISO [1,9] defines the normalization and the weighting as optional elements of the impact assessment. Furthermore, ISO recommends great caution if the normalized or weighted results are to be disclosed publicly. However, from an engineering and decision-making point-of-view, they are essential. LCA studies typically consider around ten different environmental impact categories. Normalization and weighting are, in most cases, necessary to rationalize the trade-offs between the categories.

GOAL AND SCOPE DEFINITION	Application and reason	The goal of an LCA study shall unambiguously state the intended application, the reasons for carrying out the study.
	Public	To whom the results of the study are intended to be communicated.
	Functional unit	Quantified performance of a product system for use as a reference unit in a life cycle assessment study.
	System boundaries	Interface between a product system and the environment or other product systems.
	Data source and quality	Data quality requirements specify in general terms the characteristics of the data needed for the study. Data quality requirements shall be defined to enable the goals and scope of the LCA study to be met.
	Peer review required	The critical review process shall ensure that the methods used to carry out the LCA are consistent, the methods used to carry out the LCA are scientifically and technically valid, the data used are appropriate and reasonable in relation to the goal of the study, the interpretations reflect the limitations identified and the goal of the study, the study report is transparent and consistent.
LCI	Phase of life cycle assessment involving the compilation and quantification of inputs and outputs, for a given product system throughout its life cycle.	
LCIA - MANDATORY	Impact categories	Class representing environmental issues of concern to which LCI results may be assigned.
	Classification	Assignment of LCI results.
	Characterization	Calculation of category indicator results.
LCIA-OPTIONAL	Normalization	Calculation of the magnitude of category indicator relative to reference information.
	Grouping	Sorting and possibly ranking of the impact categories.
	Weighting	Converting and possibly aggregating indicator results across impact categories using numerical factors based on value-choices.
	Data quality analysis	Better understanding the reliability of the collection of indicator results, the LCIA profile.
INTERPRETATION	Significant points identification	To structure the results from the LCI or LCIA phases in order to determine the significant issues, in accordance with the goal and scope definition and interactively with the evaluation element.
	Completeness study	Process of verifying whether information from the preceding phases of an LCA or an LCI study is sufficient for reaching conclusions in accordance with the goal and scope definition.
	Consistency study	Process of verifying that the assumptions, methods and data are consistently applied throughout the study and in accordance with the goal and scope definition.

1. Definition of LCA elements according to ISO standards

All case studies considered in Part I of this paper [3] were analyzed based on available information in order to determinate to which extent they follow the ISO guidelines presented in Table II. The results of this analysis are presented in Fig. 5.



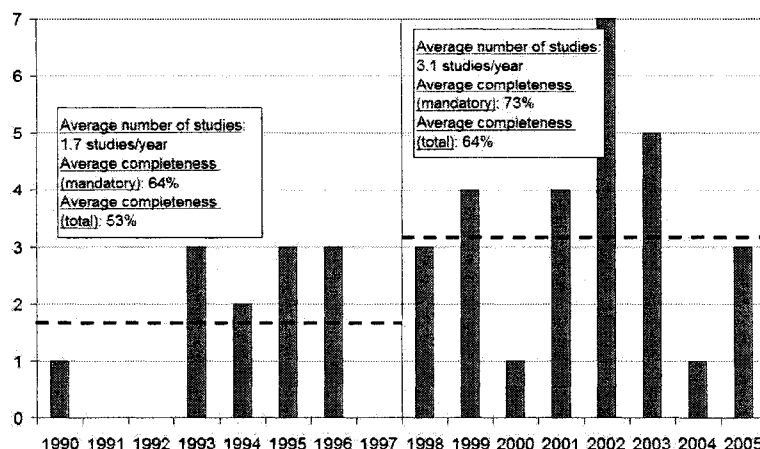
6. Characterization of LCA studies according to ISO required and optional elements

The figure shows that many items relating to the quality of the study (i.e., peer review, data quality analysis and consistency, completeness, and sensitivity analysis) are often missing or not addressed in LCA studies, which can affect the study credibility. Peer review is often neglected for many reasons: authors consider themselves to be LCA experts, results are not intended to be communicated to the public, etc. Some authors did not perform consistency and completeness checks since the ISO standards for this purpose were not available at the time the study was conducted. In the example of the comparison of paper and plastic bags by Sevitz [11], normalization and weighting are used. The goal of this study was to determine the environmental impacts from two commonly used carrier bags, and to determine the “use-ratio” (number of plastic to paper bags) where the impacts are equivalent. Ten impact categories were considered, of which six were comparable to those recommended by ISO. The gross results were compared to results obtained from five different weighting methods, and each method gave a different use-ratio. This example illustrates that the final decision depends on how much value we give to each criteria.

We can also observe that the studies investigated were often limited to the LCI step only, i.e. LCIA is often not performed. This is due in part to the fact that in the early stages of LCA development, no good LCIA methodologies were available.

The evolution of the number of studies and study completeness with time is shown in Fig. 7. We have defined completeness as the percentage of LCA elements included in the study compared to the elements defined in Table II. We divided the analysis into mandatory elements and total elements. The first LCA study related to pulp and paper considered in the review was published in 1990. The absence of LCA studies before 1990 can be explained at least in part by the maturity of the technique and the lack of guidelines on how to perform LCA studies. The first quantification of energy and emissions associated with the manufacture, use, and disposal of products was conducted in the 1970's, however the first LCA

framework was only published in 1990. There was a significant increase in the number of studies and their completeness in the period 1997-2003. We can explain the increased number completeness after 1997 by the publication of the various ISO standards between 1997 and 2000. Not surprisingly, the completeness is much lower when we look at the total LCA elements including optional ones, which mostly refer to decision-making elements.



7. Evolution of number of studies and their completeness over time

POTENTIAL FOR METHODOLOGICAL IMPROVEMENTS

1. Adaptation of LCIA Methods and Databases to the North American Context

Only a small number of LCA studies have been performed in North America (29% compare with 52% for Europe). This can be attributed at least in part to the lack of North American LCIA methods and databases, which are essential for accurate results from the application of LCA. Efforts to define methods and databases in North America are summarized in **Table II** and **III**. More adapted methods and databases will give more credibility to studies performed in North America and thus, may potentially encourage more studies.

Method	Description
TRACI	TRACI is a tool developed by the US EPA for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts, which allows the characterization of potential effects, including ozone depletion, global warming, acidification, eutrophication, tropospheric ozone (smog) formation, ecotoxicity, human particulate effects, human carcinogenic effects, human non-carcinogenic effects, fossil fuel depletion, and land use effects [12].
Canadian LCIA method	The Interuniversity Reference Center for life cycle Assessment, Interpretation, and Management of products, processes and services (CIRAIG) is currently developing an assessment tool that integrates characterization models with site-specificity parameters that can be adapted to Canadian conditions. This tool will include climate change, ozone depletion, photo-oxidant formation, acidification, aquatic eutrophication, terrestrial eutrophication, ecotoxicity, human toxicity, land use, and abiotic resources depletion impact categorization as well as normalization, weighting, and uncertainty methods [13].

II. Current development of North American LCIA Methods

Database	Description
Ecoinvent database	The Ecoinvent database is a joint initiative of the ETH domain and Swiss Federal Offices which includes data energy, transport, building materials, chemicals, washing agents, paper and board, agriculture and waste management mostly from Western Europe and Swiss area but also many other places in the world [14]
US LCI database	The National Renewable Energy Laboratory (NREL) and Athena Sustainable Materials Institute are developing a publicly-available and critically-reviewed U.S. life-cycle inventory (LCI) database to track the environmental impact of commonly used materials, products, and processes [15].
Canadian databases	The Athena Sustainable Materials Institute provides LCA services, databases and impact assessment tools related with building products [16]. University of Waterloo launched in 2002 the Canadian Raw Materials Database [17]. CIRAI is also working to establish a Canadian LCI database that will be based on the Ecoinvent Database.

III. Current activities related to the development of North American databases

2. Greater Focus on Decision-Making

Industry associations and/or industry performed only 23% of the LCA studies reviewed, possibly indicating that there is a need to improve LCA methodologies in order to make them more attractive for practical pulp and paper industry decision-making. Indeed, the ISO optional elements (normalization and weighting) are often missing in studies. These elements have been recognized by Grant, James, Lundie et al. [18] to be valuable for the assessment and selection of technologies based on their environmental performance. The advantages of some decision-making elements are summarized in **Table IV**.

LCA element	Advantage
Ranking of scenarios in terms of environmental impact categories	Enables the decision-maker to choose the best option based on his environmental priorities
Normalization to national or global impact category totals	Gives the relative significance of this system to the overall loads
Environmental-economic valuation model	Integrates economic considerations into the decision
Sensitivity analysis	Enables testing of the impact of assumptions, conditions and data that have the ability to affect the results and conclusions of the study
Data quality analysis	Enables the identification and management of data gaps, inconsistencies and errors
Consistency analysis	Ensures the consistency with defined boundary conditions throughout the study

IV. LCA optional elements and their role for decision-making (from Grant et al. [18])

Bengtsson [19] argues that weighting must not be seen as a way to aggregate information, but rather, to add pertinent knowledge to the study, thereby facilitating decision-making. This author also underlines the fact that weighting based on a panel is the best approach for combining LCA outcomes, since it allows for the inclusion of knowledge from different people and reduces the risk of missing important elements. Furthermore, when national or international weighting factors are applied, the specifics of the context are not recognized, and there can be a lack of understanding of the assessments by the decision-makers. For all these reasons, the development of transparent and case-specific weighting methods would increase the level of practicality of LCA studies, and allow for a better handling of environmental trade-offs. However, because different weighting factors lead to different results, weighting may possibly be manipulated by people serving their particular interests. Although performing a sensitivity analysis using weighting is an important technique to add credibility to the LCA, it is important to recognize that results may vary depending on the methods used.

Environment is rarely the only criterion for decision-making. As discussed in Part I of this paper [1], the simultaneous evaluation of environmental, technical and economic criteria using adapted multi-criteria decision-making (MCDM) methods is useful in analyzing complex decision situations. The development of systematic interpretation methods, including case-specific weighting factors, will be critical in making LCA more pertinent to industrial applications.

Most of the studies reviewed were performed using the attributional LCA technique. Attributional LCA aims at describing the environmental impacts of a life cycle. However, if LCA is to be used to facilitate decision-making, it is important that the consequences of the decision are well understood and modeled. A consequential LCA generates information on the consequences of actions, even if these occur outside the boundaries of the studied systems [20]. Consequential LCA is an emerging concept, and there are opportunities to develop methodologies allowing for its integration in specific decision problems.

OPPORTUNITIES FOR THE PULP AND PAPER INDUSTRY

Based on this literature review and critical analysis, several opportunities exist for the added-value application of LCA in the pulp and paper industry. More specifically, we have identified the following applications where LCA can be used as an engineering tool for decision-making: using LCA to enhance the classical environmental impact assessment process (EIA), using LCA-derived metrics within the EMS for continuous environmental improvement, and using LCA for strategic planning at mills.

1. LCA to Enhance the Classical Environmental Impact Assessment Process

An EIA is an analytical procedure for determining the environmental and other consequences of a given project on the receiving environment [21]. Tukker [22] characterizes EIA as a procedure, rather than a tool, in which LCA can be useful for assessing the demand for activities upstream and downstream in the production chain. In this context, LCA and EIA could be used together to assess the environmental impact of major pulp and paper process modifications. Because of rising energy costs and global warming issues, major energy projects comprise important opportunities to combine EIA and LCA. Examples of this are implementing cogeneration, steam reduction projects, fuel options, etc. These energy projects also represent excellent opportunities to apply consequential LCA.

2. LCA for Continuous Environmental Improvement

Scandinavian pulp and paper companies have begun to use LCA as a tool for their EMS. The example presented by Zobel et al. [23] shows the utility of the LCA methodology for identifying the environmental aspects of pulp and paper operations and for environmental performance evaluation (EPE). However, the authors suggest that expanding the boundaries to the life cycle of the products may not be practical. In part I of this study [3], we demonstrated that activities upstream the paper production can have a significant impact on the overall environmental impact, and should not be neglected without displacing the environmental burden or underestimating the environmental consequences of choices. With further database development, it will become simpler to assess the impact of pulp and paper processes on the entire product chain. Zobel's proposed method does not use LCA systematically through the EMS planning phase (identification of environmental aspects and related impacts, determination of significant aspects, establishment of objectives and targets, selection of metrics for the EPE, and definition of the environmental programs). In order for the EMS process to be consistent with

concepts of sustainable development, it is necessary to couple other systems analysis tools (economic and social) in order to set the criteria to assess the significance of the environmental aspects.

3. LCA for Strategic Planning

The North American pulp and paper industry is facing tremendous financial challenges, and at the same time must be competitive from an environmental standpoint [24]. Greenhouse gas (GHG) emissions must be reduced in an era of rising energy costs, and product diversification must be achieved through for example the forest biorefinery which has been identified as a potential business strategy for survival of the pulp and paper industry [25,26]. The forest biorefinery can produce higher value-added "green" products such as ethanol, polymers, carbon fibers and diesel fuel in addition to pulp. Without any doubt, making many different products from the pulp and paper processes would have important life cycle consequences which may be systematically addressed using consequential LCA. Transforming the pulp and paper mill into the integrated forest biorefinery is not a one-dimensional problem. The evaluation of key project scenario aspects can be performed using tools such as LCA, supply chain analysis, techno-economic analysis etc. in combination. However, in order to that more seriously, there is a need for good land use methodology as well as tools which will explicitly demonstrate the benefits of paper products in terms of carbon sequestration.

CONCLUSIONS

In North America, LCA has not yet been widely-employed by the pulp and paper industry. This can be explained in part by the lack of well-developed and practical North American LCA methodologies (including land use) and databases, and the lack of well-defined value-added opportunities for using LCA for decision-making. This is expected to change in the coming years as LCA is applied consistently, as the industry and public become more comfortable with outcomes generated by LCA, and as companies seek to systematically quantify environmental impact into their decision-making activities.

In the past, most LCA studies were incomplete according to ISO guidelines, and important elements concerning the quality of the assessment were typically missing, thereby diminishing the credibility of the studies. Valuation elements (normalization and weighting) in the studies are often not employed, whereas these elements allow the decision-maker to systematically evaluate environmental trade-offs and facilitate the decision-making process. Using LCA to broaden the EIA scope, for continuous environmental improvement and for strategic planning are examples of value-added opportunities. However, these applications involve using multiple systems analysis tools to address the problem, which will lead to a complex decision-making problem requiring comprehensive and well structured multi-criteria decision-making methodologies.

REFERENCES

1. International Organization for Standardization (ISO), "Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework", ISO 14040, ISO, Geneva, 1997.
2. Baumann, H., Tillman, A.-M., *The Hitch Hiker's Guide to LCA*, Studentlitteratur, Lund, Sweden, 2004, p. 20.
3. Gaudreault, C., Samson, R., and Stuart, P. R., *TAPPI J.*
4. Ekvall, T., "System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment, with Implications for

- Wastepaper Management", Ph.D. thesis, Chalmers University, Gothenburg, 1999.
5. "LCA Project", 2003, Japan Environmental Management Association for Industry. Available [Online] <http://www.jemai.or.jp/english/lca/project.cfm> > [23 June 2004].
 6. KCL, *KCL-ECO 4.0 LCA Software Offers Proven Performance*, <http://www1.kcl.fi/eco/softw.html> > [20 April 2006].
 7. PRé Consultants, *SimaPro 7, The Powerful Life Cycle Tool* <http://www.pre.nl/simapro/> > [20 April 2006].
 8. ISO, "Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis", ISO 14041, ISO, Geneva, 1998.
 9. ISO, "Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment", ISO 14042, ISO, Geneva, 2000.
 10. ISO, "Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation", ISO 14043, ISO, Geneva, 2000.
 11. Sevit, J., *Wastecon 2002 Congress*, Shorten Publications (Pty) Ltd, Durban, South Africa.
 12. Bare, J.C., Norris, G.A., Pennington, D.W. et al., *J. Ind. Ecol.* 6(3-4): 49 (2003).
 13. Deschênes, L. and Toffoletto, L., *SETAC Europe 14th annual meeting*, Prague, 2004.
 14. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, *Welcome to the Ecoinvent Centre* <http://www.ecoinvent.ch/en/index.htm> > [20 April 2006].
 15. National Renewable Energy Laboratory, *U.S. Life-Cycle Inventory Database*, <http://www.nrel.gov/lci/> > [20 April 2006].
 16. Athena Institute, *Athena Life Cycle Inventory Database*, <http://www.athenasmi.ca/tools/database> > [24 April 2006].
 17. University of Waterloo, *Canadian Raw Material Database*, <http://crmd.uwaterloo.ca/> > [24 April 2006].
 18. Grant, T., James, K. L., Lundie, S., et al., "Stage 2 Report for Life Cycle Assessment for Paper and Packaging Waste Management Scenarios in Victoria", 2001. Available [Online] http://www.ecorecycle.vic.gov.au/asset/1/upload/Stage_2_Report_for_Life_Cycle_Assess_for_Packaging_Waste_Mgm.pdf > [22 June 2004].
 19. Bengtsson, M., "Facts and interpretation in environmental assessments of products", Ph.D thesis, Chalmers University, Gothenburg, 2002.
 20. Ekvall, T., Weidema, B.P., *Int. J. of LCA* 9(3): 161 (2004).
 21. Sonnemann, G., Castells, F., Shuhmacher, M., *Integrated Life Cycle Assessment and Risk Assessment for Industrial Processes*, Lewis Publishers, Boca Raton, 2004, p. 13.
 22. Tukker, A., *Environmental Impact Assessment Review* 20(4): 435 (2000).
 23. Zobel, T., Almrøth, C., Bresky, J., et al., *J. of Cleaner Production* 10(4): 381 (2002).
 24. Sonnemann, G., Castells, F., Shuhmacher, M., *Integrated Life Cycle Assessment and Risk Assessment for Industrial Processes*, Lewis Publishers, Boca Raton, 2004, p. 6.
 25. Wising, U., Stuart, P., *Pulp and Paper Canada* 107(6): 25 (2006).
 26. van Heiningen, A., *Pulp and Paper Canada* 107(6): 38(2006).

C. ENVIRONMENTAL BENCHMARKING OF ENERGY-RELATED KRAFT MILL MODIFICATIONS USING LCA

Caroline Gaudreault¹, Ulrika Wising¹, Guy Martin², Réjean Samson³, Paul Stuart¹
NSERC Environmental Design Engineering Chair in Process Integration, Department of Chemical
Engineering, Ecole Polytechnique – Montreal.

Contact : paul.stuart@polymtl.ca

Domtar Inc.

CIRAIG, Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique – Montreal.

ABSTRACT

Environmental impacts related to paper production can occur at all steps of the product chain, and these can be analyzed using Life cycle assessment (LCA). This study demonstrates the usefulness of LCA as a design tool, for the assessment of changes in life cycle environmental performance due to the implementation of energy-related process modifications at an integrated kraft pulp and paper mill. It was found that although the implementation of a de-inking plant is somewhat beneficial when wastepaper is diverted from landfill, a different conclusion is reached if alternative uses of wastepaper are considered. It was also found that, for this mill, significant environmental benefits were achieved by successively implementing (a) steam use reduction projects inside the mill, and then (b) converting steam production to bark from coal.

INTRODUCTION

Traditionally, environmental performance measurements have focused on the assessment of environmental impacts on the local receiving environment due to activities occurring inside the mill gate. However, environmental impacts transpire elsewhere in the product chain beyond the manufacturing facility (e.g. from the production of process chemicals, in forest operations, during product transportation, etc.). Life cycle assessment (LCA) is a tool for the compilation and analysis of environmental impacts related to a product throughout its entire life cycle, i.e., from raw material extraction to final disposal [1]. Windsperger *et al* [2] showed that activities in the kraft paper product chain other than manufacturing may contribute significantly to the overall environmental impact of the product. LCA has been used to compare process options, for example, bleaching processes and fuels for the case of eucalyptus pulp [3, 4], and to compare chemical pulping with bio-pulping [5]. Significant effort has been directed towards methodological issues related to the LCA of wood fiber products and, more specifically, waste paper management [6, 7, 8]. However, the usefulness of LCA to assess different process modifications has not been directly evaluated in the case of fine paper produced from hardwood and softwood pulps.

OBJECTIVE

The objective of this study is to demonstrate the usefulness of LCA for the assessment of changes in life cycle environmental performance due to the implementation of energy-related modifications at an integrated kraft pulp and paper mill that is furnished by both hardwood and softwood.

BASE CASE MILL DESCRIPTION

The mill under study is an integrated kraft pulp and paper mill located in the southeast of the United States. Mill products include several grades of fine paper, as well as hardwood and softwood market pulp. The mill buys roundwood, chips, and bark from various independent sawmills and chipmills, which are delivered by truck and railcar. Roundwood is dry debarked and chipped on-site. Hardwood pulping is carried out in batch digesters while softwood pulping is carried out in a continuous digester. Pulp bleaching is elemental chlorine-free (ECF). About 85% of the pulp is used to manufacture several grades of paper. The remaining pulp is dried and sold as market pulp. Precipitated calcium carbonate (PCC), an additive in the papermaking process, is produced on-site using carbon dioxide present in the stack gas from lime kilns. Weak black liquor from the hardwood and softwood pulping lines is combined for chemical recovery. The combustion of black liquor solids (BLS) generates a large proportion of the steam necessary for the process (about 60%). Three additional power boilers (PB) and two package boilers (PaB) generate the balance of the steam. A schematic showing the fuels used and steam generated in each of the boilers is presented in Figure 1. All boilers run under their capacity. Steam-driven turbines produce 75% of the mill electricity requirements.

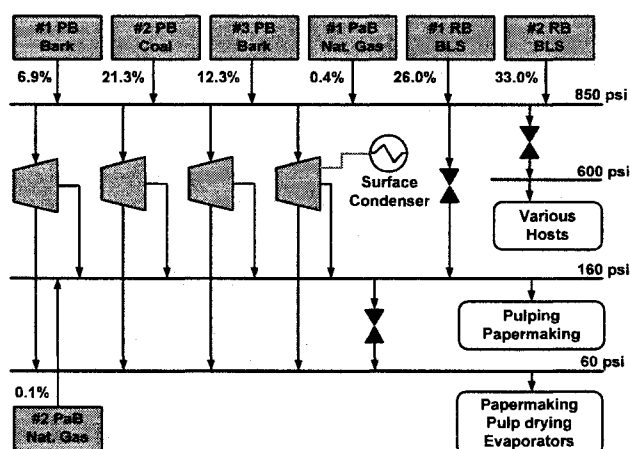


Figure 1: Schematic showing fuels used and steam generated at the mill

Process effluents are treated by primary clarification and aerated lagoons. Primary sludge is either landfilled on-site or sold to other mills to be used in linerboard and roofing paper. Dregs and grits from the chemical recovery process are landfilled in two dedicated landfill cells. A third cell is used for general mill trash and waste paper. Finally, ash is stockpiled on-site.

APPLICATION OF LCA METHODOLOGY TO THE BASE CASE MILL

ISO [1] defines LCA as a tool for the compilation and assessment of the inputs and outputs, as well as of the potential environmental impacts, of a system of products throughout their life cycle. It consists of four main steps as shown in Figure 2: goal and scope definition, life cycle inventory (LCI), life cycle impact assessment (LCIA), and interpretation. LCA must employ systematic methods and be transparent.

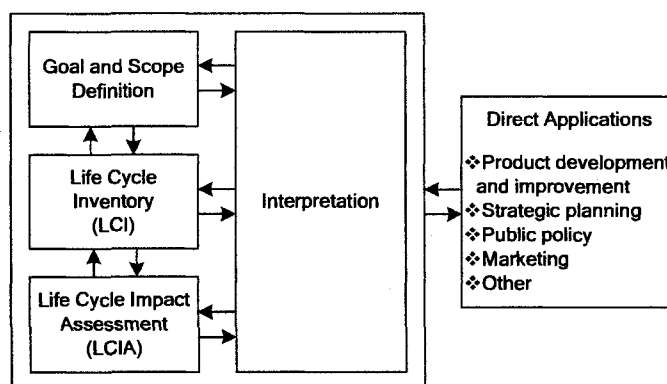


Figure 2: LCA Methodology according to ISO 14040

Goal and scope definition

Objectives of the LCA

The objective of the LCA performed in this study was to build a life cycle model of the mill processes and products suitable for benchmarking environmental performance, in order to show changes in environmental performance due to energy-related mill modifications.

Functional unit

The functional unit for the LCA is 1 air-dried metric tonne (admt) of “average” product manufactured by the mill (85% paper, 12% market hardwood pulp, and 3% market softwood pulp).

System boundaries

System boundaries were established using guidelines discussed by Ekvall [6]. An iterative process was used in order to ensure that the information generated was suitable for meeting the objectives of the study. All on-site manufacturing processes, upstream processes and other activities that may be affected by a change in the system have been included, unless they lead to unacceptably high levels of uncertainty. The selected boundaries, which are illustrated in Figure 3, are described below.

The pine, oak, and gum furnish are harvested by independent companies. Roundwood is delivered to sawmills, chipmills, or delivered directly to the mill. Chips which are a by-product of lumber production at sawmills, chips from chipmills and chips produced on site using roundwood are used for pulp production. All mill processes, as described previously, have been included in the LCA system boundaries. The by-products from pulping (turpentine and soap) are sold, and have been excluded from this analysis because their production and use will not be affected by the proposed process modifications. Paper products are delivered to retailers which, in turn, sell them to final users. Retailing and use of paper are not expected to be affected by proposed process modifications. For this reason, the related activities have been excluded from the study, as have pulp use and end-of-life. Process options involving the use of waste paper are considered, thus disposal of paper and recycling paper market have been included in the boundaries using a typical profile for waste paper [9] and the closed-loop recycling

approximation (see [6]). It has been assumed that waste paper usage will not be affected by the proposed modifications, and these were excluded from the LCA system boundaries.

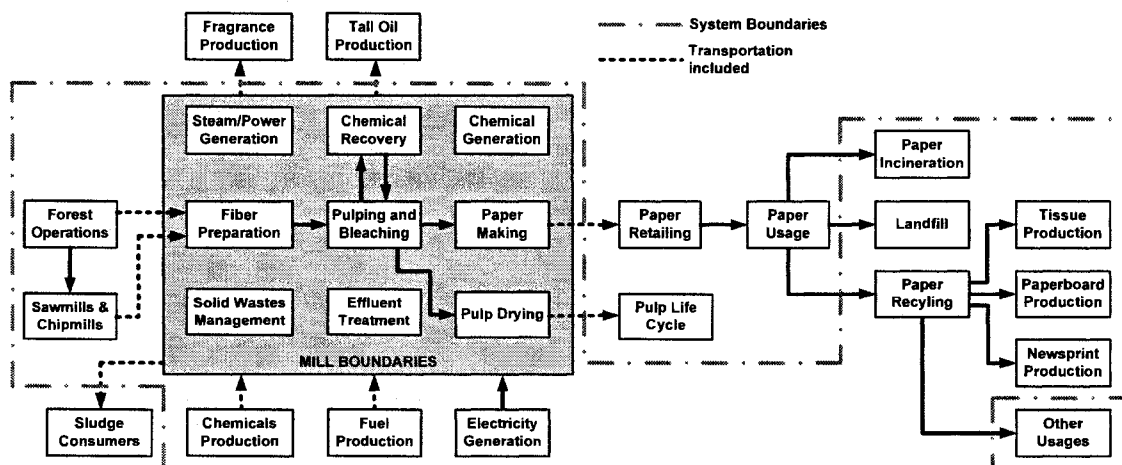


Figure 3: LCA System boundaries used in this LCA study

Life cycle inventory (LCI)

The main data sources for the life cycle inventory are summarized in Table I. *Mill processes* were modeled with the assistance of the mill personnel. Data concerning softwood *forest operations* were available from CORRIM [10, 11], and assumptions were made to modify the data to reflect hardwood forestry. Forest operations data include the processes from seedling to loading logs on the trucks, the manufacturing of fuel and chemicals, as well as electricity production. Although data regarding lumber production from CORRIM includes sawing, drying, and planing, only the *sawing* activity was modeled since it is required for chips production. Resources and emissions were allocated to each of the three sawing products (lumber, chips, and bark) based on mass.

TABLE I: DATA SOURCES	
Activity	Main Data Source(s)
Mill processes	Mill data, TRI emission factors (provide reference)
Forest operations	Consortium for Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM) [10]
Sawmills and chipmills	Consortium for Research on Renewable Industrial Materials (CORRIM) [11]
End-of-life	American Forest and Paper Association (AF&PA) [9]
Chemical production	KCL-Ecodata and Ecoinvent databases
Fuel production	U.S. LCI database - National Renewable Energy Laboratory (NREL), Midwest Research Institute (MRI), U.S. Department Of Energy (DOE)
Electricity production	U.S. LCI database - DOE/NREL/MRI
Transport	Mill data, U.S. LCI database - DOE/NREL/MRI and Franklin database, Ecoinvent database

Data from AF&PA [9] has been used to model *paper end-of-life*: 50% is disposed into landfill, 38% is recovered in paper products, and 12% is used for other purposes - assumed in this study as being incineration for electricity production. The fate of waste printing and writing papers is summarized in Table II.

TABLE II: PAPER END-OF-LIFE SCENARIOS [9]		
End-of-life		%
Landfill		50
Recovery into paper products (38%)	Exports	15
	Tissue	8
	Recycled paperboard	3
	Printing and writing paper	2
	Newsprint	1
	Other paper products	8
Other		12

Three different models were used to describe *power production*. The state-specific fuel mix for electricity supply was applied to mill processes. The Eastern U.S. electricity profile was applied to mill suppliers. Finally, the U.S. average profile was applied for other activities because data were not available concerning location. The fuel mix for these three cases is presented in Table III. *Transportation* modes include mainly diesel tractor-trailer trucks and diesel railcar. Trucks and railcars were assumed to return empty to their origin. For practical reasons, a *cut-off criterion* was fixed for the LCA. If an activity contributed to 1% or more of at least one impact category, then efforts were made to include upstream activities in the study.

Life cycle impact assessment (LCIA) and interpretation

In LCIA, impact categories are selected, emissions/resources classified into categories, and potential impacts evaluated. ISO [12] recommends carrying out the interpretation with completeness and consistency, and performing a sensitivity analysis. The Traci LCIA method [13] has been selected for the LCIA in this study because it is specific to U.S. conditions. However, it was felt that the impact categories proposed by Traci are not sufficient to draw a complete picture related to kraft paper production, and other indicators related to consumption of resources have been added. For example fossil fuel extraction is expected to be affected by the proposed modifications, and so it has been included. The impact categories considered in this study are presented in Table IV. Several impact categories not significantly affected by the proposed scenarios (i.e. mineral extraction, photochemical smog, carcinogenic effects, ozone depletion, fresh water consumption, and permanent solid wastes) were also examined.

The contributions due to the different activities of the life cycle on the various impact categories are presented in Figure 4. On-site mill operations are the main contributors to the ecotoxicity indicator (ECO) and to lesser extent to the human health particulates indicator (HHP). However non mill-related activities are primarily responsible for many of the environmental impacts. For instance, fossil fuels and minerals extracted result in potential non carcinogenic human health emissions (HHNC), and paper end-of-life (more specifically landfilling) is the main contributor to the eutrophication indicator (EU) and to some global warming emissions. Other indicators, such as human health problems due to particles and global warming potential, are the result of a mixture of activities.

TABLE IV: SELECTED IMPACT CATEGORIES				
Indicator	Legend	Method	Indicator	Comments
Fossil fuels extraction	FF	Inventory	MJ	Quantity of fossil fuels (in MJ) extracted from ground
Human health: non cancer	HHNC	Traci-US	kg eq. C ₇ H ₇	Potential for a chemical released into an evaluative environment to cause human non cancer effects
Human health: criteria air pollutants	HHP	Traci-Arkansas	Daly*	Exposure to elevated particulate matter
Ecotoxicity (ECO)	ECO	Traci-US	kg eq. 2,4-D	Potential for a chemical released to cause ecological harm
Acidification (AC)	AC	Traci-East Mississippi	moles eq. H ⁺	Potential to cause wet or dry acid deposition
Eutrophication (EU)	EU	Traci-East Mississippi	kg eq. N	Potential to cause aquatic eutrophication
Global warming	GW	Traci-US	kg eq. CO ₂	Based on IPPC model

*Daly: Disabled adjusted life year

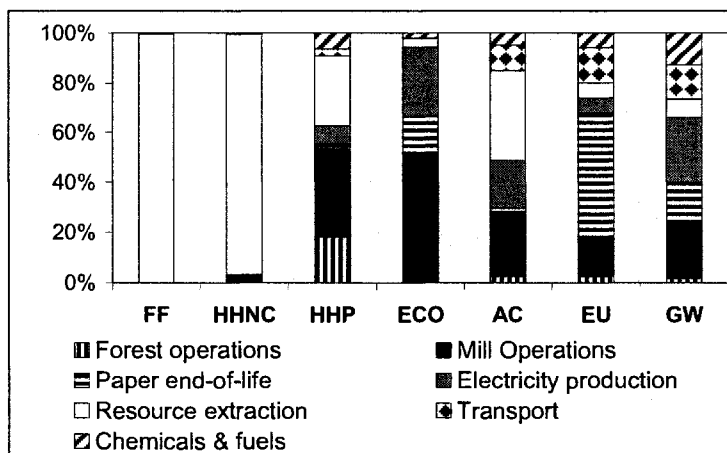


Figure 4: Results of LCA contribution analysis by main processes in the product chain

ASSESSING PROCESS MODIFICATIONS WITH LCA

General description of the process modifications

Several energy-related process modifications of the base case were defined for evaluation, and are summarized in Table V. Only impact categories modified by 10% or more compared to the base case are presented, due to data uncertainty considerations.

TABLE V: PROCESS SCENARIOS EVALUATED

Label	Scenario Description	Implications
DIP-1	DIP from recycled fiber. Waste paper diverted from <i>landfill only</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Reduction of steam from black liquor combustion • Compensation of steam deficiency by auxiliary boilers • Increase in electricity consumption due to de-inking plant
DIP-2	DIP from recycled fiber. Waste paper diverted from various sources <i>including landfill</i>	
DIP-3	DIP from recycled fiber – Waste paper diverted from various sources <i>excluding landfill</i>	
Fuel	Replace coal by bark	Reduction in CO ₂ emissions from fossil fuels
Efficiency-1	Reduce steam consumption by 8%	Reduction of power from cogeneration, more electricity purchased from the grid
Efficiency-2a Efficiency-2b	Reduce steam consumption by 16%	
Electricity 1	Generate more power on-site by increasing steam production by all boilers proportionally, and adding a condensing turbine	Reduction of power purchased from the grid
Electricity- 2	Generate more power on-site by increasing the steam production in the first bark power boiler, and adding a condensing turbine	
Electricity- 3	Generate more power on-site by increasing the steam production by the third power boiler, and adding a condensing turbine	

Implementation of a De-Inked Pulp (DIP) Plant

The de-inking scenarios considered in this study involved implementing a 300 t/d de-inking plant at the mill. As a result of this measure, 50% of the paper would contain 30% recycled fiber, replacing hardwood pulp. The impacts on the process and their related assumptions pertinent to the LCA are summarized in Table VI.

**TABLE VI:
IMPACTS DUE IMPLEMENTING DE-INKING PLANT AT THE MILL**

Impact	Related assumptions
Decrease in virgin fiber consumption by the mill	Achieved by reducing chip purchases
Reduction of steam supplied by BLS, to be compensated by auxiliary boilers	Extra steam generated using current fuel mix
Extra electricity necessary in order to run the de-inking plant	Extra electricity purchased from the grid
More solid waste generated (DIP sludge)	Emissions to soil have been estimated using typical de-inking sludge metal content [15]
Additional chemical requirements	Modeled using databases

In order to assess the impact of using recycled fiber at the mill, it is important to identify the recycled paper sources. The most practical way to model this modification was to assume that there is no competition for the recycled paper [6], in which case the required recycled paper would be diverted from

landfill (DIP-1). In the DIP-2 and DIP-3 scenarios, paper is diverted from other usages to account for competitive factors. Energy previously produced by incineration of waste paper was assumed to be replaced by coal, whereas the paperboard, tissue, and newsprint are assumed to be produced from virgin pulp.

In Figure 5 the results for each DIP design scenario have been normalized to the base case. Although the implementation of a de-inking plant is marginally beneficial from an environmental perspective when wastepaper is diverted from landfill (DIP-1), a different conclusion is reached if alternative sources of wastepaper are used. It may seem surprising that DIP-1 does not result in a significant increase of fossil fuel consumption. This is because it is partly offset by a reduction in other activities (fossil fuels used in forest operations). No credit has been assumed for sequestration of carbon due to paper landfill, although this is now recognized by the IPPC [14]. This would have improved the results for options with greater landfill.

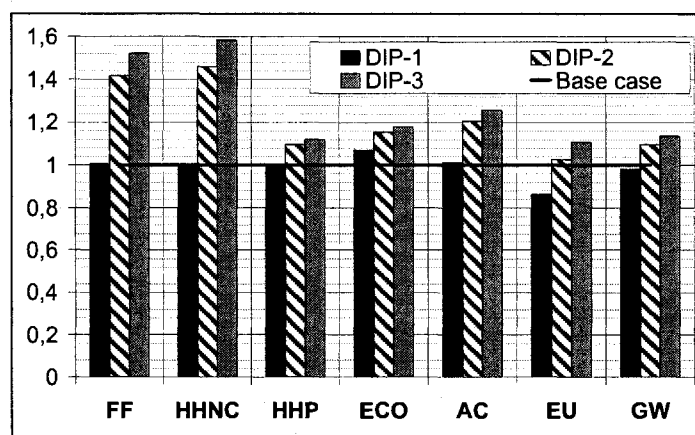


Figure 5: Impact of implementing DIP design scenarios

Using analyses like the one shown in Figure 6 for the DIP-3 scenario, it is possible to identify the activities that result in changes in environmental impacts. For the sake of simplicity and clarity, the system has been separated into three subsystems: mill operations (foreground system), transportation, and other activities (background system). From this figure, it can be seen that most of the environmental impact resulting from the implementation of a de-inking plant are not due to mill processes.

In the previous analysis, it has been assumed that coal will be the energy source used as an alternative to paper incineration. However, Finnveden and Ekvall [7] argue that it is more probable that the alternative energy source will be other solid wastes because of the fixed incineration capacity in cities. In the DIP-2 and DIP-3 scenarios, since only a small portion of the paper is diverted from incineration, this would not have an important impact on the results. It has also been assumed that the virgin fiber saved by using recycled fiber at the mill would not be used for other purposes such as energy production. This assumption is quite valid in the short term due to the difference in the economic value of pulp and fuel wood. However, in the longer-term, one might argue that biomass may replace the use of non-renewable fuels [8]. In this case, some environmental advantage could be gained by using the saved portion of the biomass to replace fossil fuels at the mill.

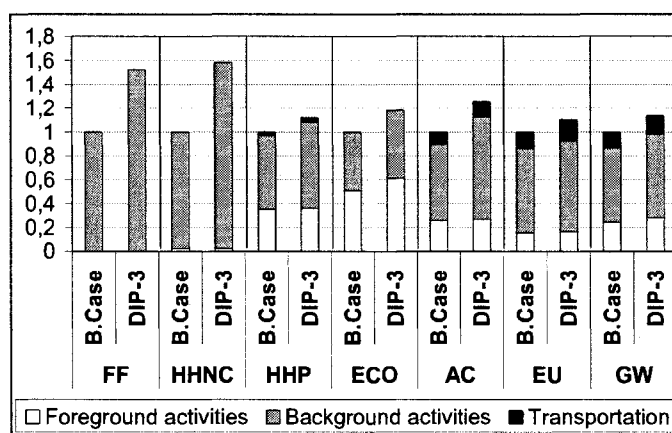


Figure 6: Impact of DIP-3 scenario compared to base case considering foreground, background and transport activities

“Fuel” scenario

The potential impact of switching from coal to bark at the mill was evaluated (“Fuel” scenario in Table V), and the key results are presented in Figure 7. For modeling purposes, it was assumed that bark supply was available locally, and that burning almost exclusively bark in the coal boiler would not cause operational problems. Changes in emissions have been estimated using emission factors from USEPA and NCASI [15, 16]. None of the environmental indicators calculated by LCA is made worse by the replacement of coal by bark. This substitution would result in significant improvements regarding the ecotoxicity (ECO) and global warming potential (GW) indicators as indicated in the figure.

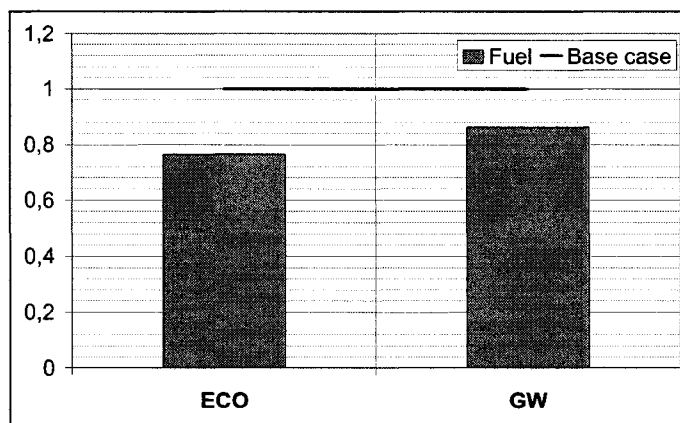


Figure 7: Changes in environmental impact by replacing coal by bark in boilers

“Efficiency” scenarios

Studies [17, 18] have shown within the pulp and paper industry, steam use reduction programs requiring a target return on investment typically result in steam reductions at integrated kraft mills between 8%

and 16%. Three mill scenarios have been evaluated: the first one (Efficiency-1 in Table V) assumes an 8% steam reduction, and the other ones (Efficiency-2a, Efficiency-2b) a 16% steam reduction. Normally when saving steam, direct steam is reduced first and so it has been assumed that the steam is reduced proportionally from the base case. In order to achieve the steam reductions, fuel use was reduced according to the following:

- **Efficiency-1 (-8%):** eliminate the use of both package boilers (based on natural gas cost), and then reduce the coal boiler steam,
- **Efficiency-2a (-16%):** eliminate the use of package boilers, eliminate the usage of the coal boiler, and then reduce the first bark boiler steam;
- **Efficiency-2b (-16%):** eliminate the use of package boilers, eliminate the use of the first bark boiler, and then reduce the coal boiler steam.

Reductions of steam in bark boiler #1 were made preferentially because this boiler has higher SO₂ and particulate emissions compared to the other boilers. Losses in steam available for cogeneration were compensated by purchasing more electricity from the grid, which is generated by 100% fossil fuel.

From the results presented in Figure 8, it can be seen that a reduction of steam production by coal combustion (Steam-2a) leads to significant improvements in the ecotoxicity indicator (ECO), due primarily to a reduction in mercury emissions from coal combustion. Significant reductions in the human health particulates (HHP) and acidification (AC) indicators are achieved by reducing usage of bark boiler #1. A reduction in global warming potential (GW) of only about 10% is achieved for the case where steam usage is reduced by 16% using the coal boiler. For this mill, reductions in global warming potential due to steam reductions are partially offset by the increase in electricity that is purchased from the grid, since less steam is sent to the cogeneration turbines. This scenario is an example where some benefits within the boundaries of the mill are offset by changes outside the boundaries.

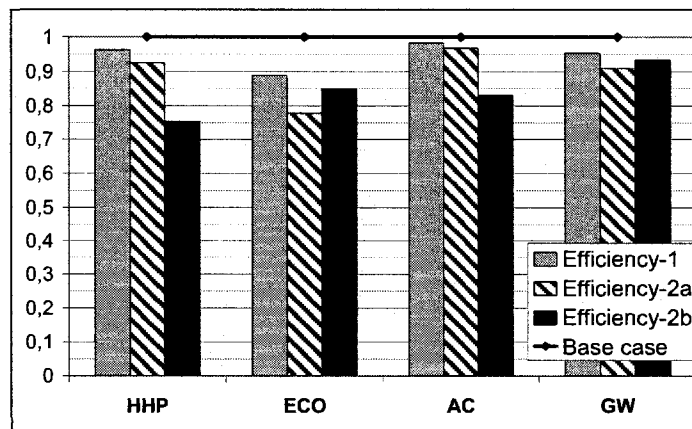


Figure 8: Changes in environmental impact resulting from steam reduction

“Electricity” scenarios

The mill boilers are currently not used to their full capacity. The “electricity” scenarios were formulated to represent the case where more power is generated on-site in order to become independent from the grid. Since electricity from the grid is generated from fossil fuel (80% coal, 20% natural gas), this potentially provides an opportunity to reduce global warming emissions by generating more power on-site. However, the cogeneration capacity at the mill is limited and there is no need for additional steam in the process. For this reason, if more power is to be generated on site, it is necessary to install a new condensing turbine. Three scenarios were considered (Electricity-1, Electricity-2, and Electricity-3, as summarized in Table V), differing in the fuel mix to generate the additional steam.

From the results in Figure 9, it is possible to conclude that generating more power on-site will not result in significant benefits or deterioration of environmental impact, including for the case of global warming potential. In the case of bark boiler #1 which emits more SO₂ and particulates, this results in somewhat higher potential impact for the human health particulates (HHP) and acidification (AC) indicators.

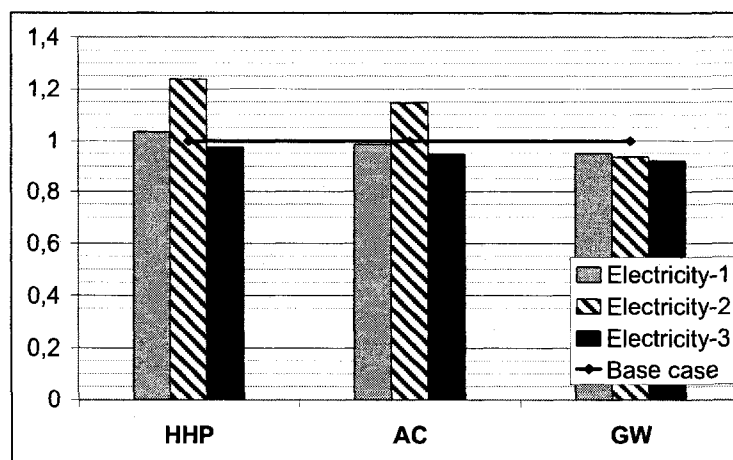


Figure 9: Changes in environmental impact resulting from becoming independent of the power grid

ANALYSIS OF DIFFERENT MILL CONTEXTS

Description of mill contexts

In order to evaluate differences in the conclusions developed for the base case mill due to different mill contexts, four hypothetical mill scenarios have been developed and analyzed. These descriptions of the mill configurations are described in Table VII.

TABLE VII: MILL DESCRIPTIONS	
Mill	Description
Mill 0	Current mill context (cogenerating most of its power, purchased electricity mostly from fossil fuels, and close to its fiber and recycled fiber sources)
Mill 1	Mill purchasing all its electricity from the grid (no cogeneration)
Mill 2	Mill for which all activities included in the system boundaries are supplied by 100% hydropower
Mill 3	Mill 3 was configured to evaluate the impact of a mill that is close to the customer base and the recycled paper sources, but far from the fiber sources

Hydropower grid context

The mix of fuel used in the power generation was expected to be a critical parameter influencing the outcome of the analyses related to “Electricity” scenarios. Figure 10 presents the results of the base case mill (Mill 0) and the mill supplied by hydroelectric power. The environmental benefit due to changes in steam production using environmentally-preferred fuel strategies was, as expected, better for the base case mill whose starting point was not as good. However, it is somewhat surprising that the differences in the impact of these strategies were not larger.

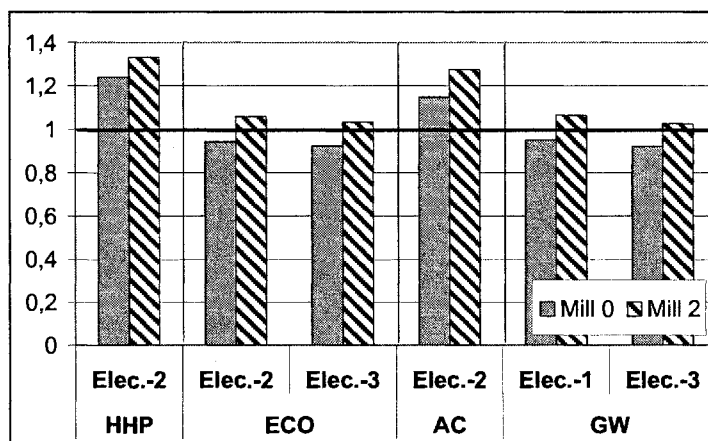


Figure 10: Sensitivity analysis to evaluate changes in environmental impact for mill supplied by hydro power

CUMULATIVE EFFECTS OF MILL MODIFICATIONS

Figure 11 shows the cumulative changes in environmental impact should (a) steam use be reduced by 16% by eliminating the use of the first bark boiler, and then (b) when in addition coal is replaced by bark. This was considered as the likely best case design scenario. It was found that significant reductions in human health particulates (HHP), ecotoxicity (ECO), acidification (AC), and global warming (GW) indicators are achieved by successively implementing these two projects.

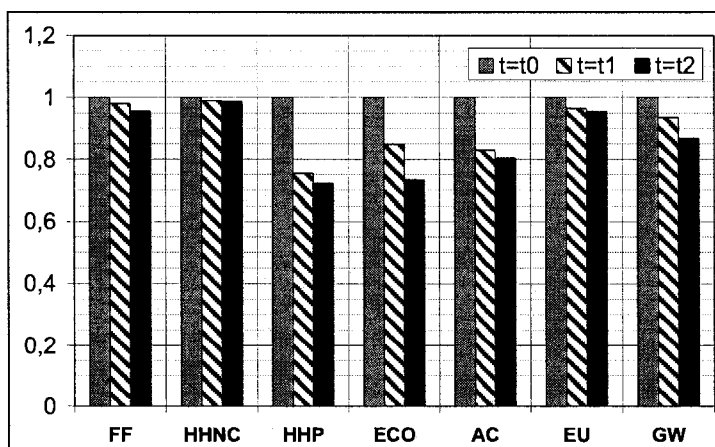


Figure 11: Sensitivity analysis to evaluate changes in environmental impact for mill reducing steam requirement and replacing coal by bark

SUMMARY OF RESULTS AND CONCLUSIONS

LCA has been used to analyze the life cycle environmental impact for 1 admt of average product manufactured by a large integrated kraft paper mill producing 85% paper, 12% market hardwood pulp, and 3% market softwood pulp. The change in environmental impact due to the implementation of a range of energy-related projects including the addition of DIP production, energy efficiency projects, fuel conversion projects, and cogeneration projects has been considered.

For this case study, it was found that:

- The environmental impacts for fine paper and kraft market pulp occurred mainly outside the boundaries of the mill.
- The mill was the main contributor only for the ecotoxicity indicator.
- Implementing a DIP plant was marginally beneficial from an environmental perspective, when wastepaper is diverted from landfill, however was not beneficial when alternative uses of wastepaper were considered.
- The best case for environmental benefits was achieved by successively implementing (a) energy efficiency projects, and then (b) converting steam production to bark from coal.
- Becoming independent of the electrical grid by increasing steam production using bark and cogenerating did not yield significant environmental benefits.
- Purchasing less power from the grid by producing more on-site would not be beneficial if hydropower is to be replaced.

In this study we demonstrated the strength of LCA for use as a design tool to assess process modifications. Of course, LCA is site-generic does not replace site-specific environmental assessments, and the results from this analysis should be coupled with these. This type of LCA result should be used together with other systems analysis tools for decision-making, such as techno-economic evaluation.

Also, the utilization of multi-criteria decision-making (MCDM) methods will allow the reconciliation of different decision-maker values in order to identify the preferred design option.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was completed with support from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC) for the Environmental Design Engineering Chair at École Polytechnique, and Domtar Inc. The authors wish to acknowledge in particular the assistance of personnel from the participating mill for assisting with data collection and interpretation.

REFERENCES

- [1] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDISATION (ISO). *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. Geneva: ISO. 12p. International Standard ISO 14040:1997 (1997).
- [2] WINDSPERGER, A., STEINLECHNER, S., SIMON, A. "Life Cycle Management in the Paper Industry – Requirements and Possibilities". *Gate to EHS*. 2(5): 1-10 (2002).
- [3] DIAS, A., LOPES, E., ARROJA, L., CAPELA, I., PERERIA, F. "Life Cycle Assessment of Paper Production from *Eucalyptus globulus*. Case Study of the Portuguese Industry". *Appita J*. 5(1): 21-26 (2002).
- [4] LOPES, E., DIAS, A., ARROJA, L., CAPELA, I., PEREIRA, F. "Application of Life Cycle Assessment to the Portuguese Pulp and Paper Industry". *J. of Cleaner Production*. 11(1): 51-59 (2003).
- [5] DAS, T.K., HOUTMAN, C. "Evaluating Chemical-, Mechanical-, and Bio-pulping Processes and their Sustainability Characterization using Life-Cycle Assessment". *Environmental Progress*. 23(4): 347-357 (2004).
- [6] EKVALL, T. *System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment with Implications for Wastepaper Management*. 54p. Ph.D. thesis in technical environmental planning, Chalmers University of Technology (1999).
- [7] FINNVEDEN, G., EKVALL, T. "Life Cycle Assessment as a Decision Support Tool – the Case of Recycling versus Incineration of Paper". *Resources, Conservation and Recycling*. 24(3-4): 235-256 (2002).
- [8] EKVALL, T. *Key Issues in the Assessment of Wood Fibre Flows*. Göteborg: Chalmers Industriteknik. 30p. NORDPAP/DP2/20 (1996).
- [9] AMERICAN FOREST & PAPER ASSOCIATION (AF&PA). *Recovered Paper Statistical Highlights – 2005 Edition*. [On line]. Washington: AF&PA. 15p. www.afandpa.org (2005).
- [10] JOHNSON, L.R., LIPPKE, B., MARSHALL, J.D., COMNICK, J. "Module A: Forest Resources Pacific Northwest and Southeast". In *Phase I Research Report on the Research Plan to Develop Environmental Performance Measures for Renewable Building Materials with Alternatives for Improved Performance*. Review Draft. CONSORTIUM FOR RESEARCH ON RENEWABLE INDUSTRIAL MATERIALS (CORRIM). www.corrim.org (2004).
- [11] MILOTA, M.R., WEST, C.D., HARTLEY, I.D. "Module C: Softwood Lumber – Southeast Region". In *Phase I Research Report on the Research Plan to Develop Environmental Performance Measures for Renewable Building Materials with Alternatives for Improved Performance*. Review Draft. CORRIM. www.corrim.org (2004).

- [12] INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDISATION (ISO). *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life Cycle Interpretation*. Geneva: ISO. 18p. International Standard ISO 14043:2000 (2000).
- [13] BARE, J.C., NORRIS, G.A., PENNINGTON, D.W., MKCONE, T. “TRACI the Tool for Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts”. *J. of Industrial Ecology*. 6(3-4): 49-78 (2003).
- [14] IPCC. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Volume 5: Wastes*. “Chapter 2: Waste Generation, Composition and Management Data”. 23 p. http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_2_Ch2_Waste_Data.pdf
- [15] EUROPEAN COMMISSION. *Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) – Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry*. 475 p. www.epa.ie (2002).
- [16] USEPA. *AP42 - Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1: Stationary Point and Area Sources*. 5th Ed. <http://www.epa.gov/ttn/chieff/ap42/index.html> (2005).
- [17] NCASI. *Handbook of Chemical-Specific Information for SARA Section 313 Form R Reporting* (2004).
- [18] BRUCE, D. *A Systems Approach to Energy Management in the Pulp and Paper Industry*. Report prepared for the Forest Sector Table, National Climate Change Process. Ottawa: H.A. Simons Ltd. 28p. H425A (1999).
- [19] CIT INDUSTRIELL ENERGIANALYS AB. *Process Integration in the Pulp and Paper – Final Report from: Annex XIII within the IEA Implementing Agreement on Advanced Energy Technologies for the Pulp and Paper Industry and Annex III within the IEA Implementing Agreement on Process Integration*. Report prepared for the International Energy Agency. Göteborg, Sweden. 17p. (2004).

D. USING LCA TO ENHANCE EMS: PULP AND PAPER CASE STUDY

Caroline Gaudreault, Réjean Samson, Paul R. Stuart*
NSERC Chair in Environmental Design Engineering
Interuniversity Research Center for the Life Cycle of Products, Processes and Services
Department of Chemical Engineering
École Polytechnique de Montréal
C.P. 6079, succ. Centre-Ville
Montréal (Québec)
H3C 3A7

*Tel.: +1 514-340-4711 ext. 3135; Fax: +1 514-340-5150

E-mail address: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

Life cycle thinking and life cycle management (LCM) are concepts which have been gaining increasing attention from the industry. However, there is a need for tools and methods to make these concepts operational. Environmental management systems (EMS) and life cycle assessment (LCA) are mature tools that can be used to support the implementation of LCM within organizations. This paper proposed a methodology for the integration of these tools. More specifically, it addresses the importance of LCA methodological choices in this context. A pulp and paper case study is used to illustrate the methodology. The potential of using such an integrated framework for assessing the environmental implications of capital investment projects is also underlined. It is concluded that the integration is possible but that conventional EMS evaluation are still required. **Keywords:** Life cycle assessment, environmental management system, methodological choices, pulp and paper

INTRODUCTION AND BACKGROUND

Life cycle management (LCM) is a concept aiming at minimizing environmental and socio-economic burdens associated with an organization's product, process or service during its entire life cycle and throughout its value chain. It is an attempt to make sustainability operational for businesses through continuous improvement. Examples of tools which can be used to support LCM are Environmental Management Systems (EMS) and Life Cycle Assessment (LCA). These two tools as well as their possible interactions are discussed in the next paragraphs.

Environmental management systems

The typical EMS structure based on ISO 14001 [1] consists in five main steps: 1) establishment of an environmental policy, 2) planning, 3) implementation and operation, 4) verification and corrective action and 5) review by the management. In this paper, a focus is placed on the planning step because this is where LCA is likely to be the most useful, as discussed later on. The planning is initiated by an initial environmental review in order to establish the current environmental position of the organization [2, 3]. This review allows for the identification of legal and other requirements as well as environmental aspects

defined by ISO as activities which potentially interact with the environment, and forms the basis for the environmental policy and the planning of the EMS. From this list of aspects, the organization should identify those which have or can have significant impacts on the environment. Then objectives, targets, and indicators to measure the achievement of the objectives are defined taking into account the relevant findings from environmental reviews, the identified environmental aspects, and the associated environmental impacts. This task, which is usually described as a parallel activity to the EMS [4], is the Environmental Performance Evaluation (EPE). Finally, the organization defines environmental programs that address all environmental objectives. Once the environmental programs are set, they should be implemented and the EPE indicators must be monitored in order to ensure improvement. Although ISO provides some guidelines regarding each of these steps there is no generally accepted method to identify, assess the significance and rank the environmental aspects or to select the best environmental programs.

Also, although EMS provides a structured and systematic approach to identify and achieve environmental goals, it is generally focused on risk (spills, non-conformity, etc.), costly to maintain, and may not be very well aligned with the company's strategic plans. Strategic plans provide direction and objectives for the company and are usually developed for all main business sectors. While companies are starting to recognize the role of environmental management in the broader strategic planning process, and to realize the potential benefits from more proactive approaches such as pollution prevention and energy conservation, there is still a need for tools and frameworks that allow for a better connection between environmental objectives, social objectives and financial drivers [3, 5-11]. The scope of the EMS rarely goes further than the fences of the organization, although it can have an influence elsewhere in the product chain [12].

Usefulness of Life Cycle Assessment for the EMS

According to ISO 14040 [13], Life Cycle Assessment (LCA) is a technique to assess the potential environmental aspects and impacts of products, processes and services throughout their entire life cycle, i.e., from raw material extraction through to final disposal. The LCA procedure is well framed by ISO and consists of four main steps: goal and scope definition, life cycle inventory analysis (LCI), life cycle impact assessment (LCIA), and interpretation.

LCA and EMS are two complementary tools. While EMS is a procedural tool for environmental improvement, LCA is an analytical one which aims at assessing the environmental impacts occurring throughout a product's life from raw material acquisition through production, use, and disposal. The main differences between these two tools have been identified and are summarized in **Table 1** [12, 14]. EMS and LCA have very different system boundaries. While EMS concentrates the evaluation within the fences of an organization, LCA analyzes the entire production chain of this organization. If LCA is to be used within the EMS, care must also be taken in selecting a functional unit which is consistent. Another very important methodological aspect is related to allocation (i.e., how to partition environmental burdens in multifunctional processes). Indeed, while LCA traditionally attempts to describe the environmental impacts associated with a specific product, potentially resulting in allocation problems, this is never the case in the EMS because it aims at characterizing the environmental aspects of an entire organization. Another issue concerns the data requirements for both tools. LCA requires much more data, which is often not readily available from the organization. Also, the type of information required is different for EMS and LCA. LCA is concerned with elementary flows (i.e., flows that cross the boundary between the system and the environment), while EMS considers flows that enter and exit the

organization, flows which may or may not be elementary. Another difference lies in the evaluation of environmental impacts. In EMS, this phase is called Environmental Performance Evaluation (EPE). In LCA, it is the Life Cycle Impact Assessment (LCIA). The indicators used for EPE and LCIA are usually different. These differences between LCA and EMS are almost all related to methodological choices in LCA, illustrating the importance of investigating them in the context of an integration.

Table 1: Comparison of EMS and LCA

Element	EMS (ISO 14001)	LCA (ISO 14040)
Type of tool	Procedural	Analytical
Goal and objective	Continuous improvement	Evaluation of environmental impact associated with product systems, assessment of environmental consequences of choices
	Environmental improvement of an organization and its products	
Boundary	Organization (gate-to-gate)	Product (cradle-to-grave)
Reference unit	Fiscal year	Functional unit
Mass flows considered	All pertinent flows	Elementary flows
Operation conditions considered	All	Normal conditions (steady-state)
EPE	Condition and management indicators	Life cycle impact assessment

On the other hand, the potential benefits of using LCA within EMS have also been recognized. They are summarized in **Table 2**. More specifically, LCA can assist in the identification and the prioritization of environmental aspects [12, 14-18], add objective and scientific elements to the EPE [14, 15, 19, 20], as well as assist the development of environmental programs and investment decisions [12, 14, 15, 21]. Furthermore, the usefulness of LCA for strategic decisions in the process industry and for other strategic planning applications, such as policy-making, has been recognized by many authors [6, 22-29], which can be relevant when attempting to make the EMS more aligned with the strategic plans of a company. Frameworks for integrating LCA within the EMS process exist [12, 21] but none of them systematically address LCA methodological choices in terms of the relevance for the integration.

Benefits of integrating LCA and EMS are clear. Nevertheless, there are several methodological challenges in order for this integration to be pertinent. Hence, the objective of this paper is to propose a methodology for the integration LCA within the EMS. More specifically, LCA methodological choices will be investigated in this context. In order to achieve this objective, each step of the EMS planning will be discussed in terms of LCA usefulness and related methodological choices. The methodological choices will be applied using a pulp and paper case study. The usefulness of LCA for making EMS more pertinent in terms of alignment with company strategic objectives will also be discussed.

Table 2: Usefulness of LCA for the EMS

EMS planning element (ISO 14001)	Useful LCA element (ISO 14040)
Identification of aspects	Goal and scope definition (boundary), inventory analysis
Identification of impacts	Life cycle impact assessment (classification and characterization)
Assessment of aspect significance	Life cycle impact assessment (normalization)
Ranking of aspects	Life cycle impact assessment (weighting and aggregation)
Environmental performance evaluation	Life cycle impact assessment (classification and characterization)
Establishment and evaluation of environmental programs	Analysis of scenarios

PROPOSED METHODOLOGY

In this section, a methodology to integrate LCA within the EMS is proposed. The emphasis is placed on appropriated LCA methodological choices.

Identification of aspects and impacts

The first area of the EMS where LCA can be useful is for the identification of environmental aspects and their related impacts, which is usually performed using an environmental review. The aspects can be classified into two categories: aspects from abnormal operations (e.g., non-conformity, spills, etc.), which are usually costs to stay in business, and aspects related to normal operations (e.g., chemical consumption, air emissions from processes, etc.), which have the most potential environmental impacts. This list of aspects is compiled once but updated when modifications to the facility are made. LCA elements and, more specifically, the definition of system boundary and the inventory analysis were recognized to be a good support for this task [12]. Indeed, LCA requires the definition of unit processes, which are the smallest and most relevant elements considered in the life cycle inventory analysis for which input and output data are quantified. The combination of an inventory category (air emissions, water emissions, solid wastes, resource consumption, etc.) with a unit process is an environmental aspect (e.g., air emissions from the boiler house or chemical consumption by the pulping process). However, as mentioned previously, LCA and EMS boundaries are very different. To mitigate this difference, it has been suggested [12] to restrict LCA boundaries to the fence of the organization (gate-to-gate LCA). Yet, this approach does not recognize that the organization's activities can have significant environmental impacts upstream and downstream in its life cycle due to resource consumption and solid waste generation. The scope of LCA could be extended to the entire organization by conducting an LCA for all products in the organization or by conducting an Overall Business Assessment (OBA), i.e., only one LCA for the functioning of an organization as a functional unit [14]. The main limitation of these approaches is that they require a large amount of data that are not necessarily readily available because they involve other organizations. A solution could be to subdivide the boundary into foreground and background systems as illustrated in **Figure 1**. While the foreground system is the set of processes from which measures can be taken concerning their selection or mode of operation, the background system consists of all other potential processes influenced by measures taken in the foreground system. The

foreground system can be completely consistent with the EMS if an approach similar to the OBA is taken. Then the background is used to account for all processes in the life cycle of the organization's functioning. The data collection can be simplified by using site-specific data for the foreground system and databases for the background system.

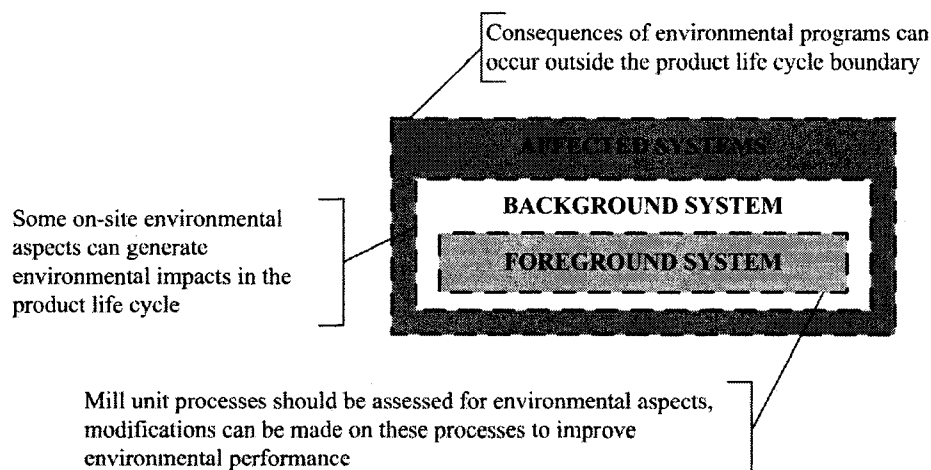


Figure 1: Three-level approach for the system boundary

Once the environmental aspects are identified, the next step entails assessing the related environmental impacts. In the EMS, environmental impacts are quantified using the EPE. The EPE usually includes Environmental Performance Indicators (EPs) and Environmental Condition Indicators (ECIs) [4]. In LCA, Life Cycle Impact Assessment (LCIA) can be seen as a simplified way to condense and to examine inventory as emissions, wastes, and resources and to use the inventory data in an environmental context [20]. In this context, LCIA is more related to ECIs. There are many LCIA methods that can be used. The selection of these methods depends on their availability and scientific validity, but should include indicators that reflect the environmental impacts of the system studied [12]. Most LCIA methods do not include indicators for very local impacts such as noise and odors. It may be necessary to add other indicators to account for those impacts. A final choice of impact categories and characterization will not be proposed here.

Assessment of aspect significance and ranking

Once environmental aspects are identified, their significance should be assessed. A significant environmental aspect can be defined as an aspect that contributes significantly to one or more significant impact(s) (can be environmental or other). Thus, in order to determine whether aspects are significant or not, their contribution to the selected impacts must be evaluated, and it should be determined if those impacts are significant. There is no consensus regarding what is a significant environmental impact in LCA. However, the significance of environmental impacts is evaluated through normalization. The LCIA normalization method can be divided into two main categories: the internal approaches and the external approaches [30]. In the internal approach, the score of a particular category is divided by a function of the values obtained for the studied alternatives for that category (for instance, the base case or one of the alternatives). External approaches are generally linked with the contextual view in which

the relative significance of results in different impact categories is assessed. External normalization allows the evaluation of the relative significance of a category's result to the global impact of a chosen referential, thus it is more appropriate for this task. What should be an appropriate external referential? An approach could be to express the significance of environmental impacts in terms of what is really achievable in terms of environmental performance. For this purpose, a normalization approach based on the life cycle environmental benefits achievable by implementing the best available technologies (distance-to-target) at the mill is proposed. Also, the consequences of implementing the BAT at the mill will rarely be limited to the foreground and background systems. Thus, it is important that, when assessing the environmental significance of aspects, the true potential benefits be assessed. For this reason, a third level of system boundary is proposed (foreground system, background system and **affected systems**). This level is defined in order to account for the potential indirect environmental consequences of modifying the investigated system.

According to the previous approach, the significance of environmental impacts can be calculated according to Equation 1 (S_i : significance of the impact I_i , $I_{i, \text{Mill}}$: characterization result of the mill for impact i , $I_{i, \text{BAT}}$: characterization result of the mill after implementing the BAT for impact i). When applying this formula, the greater the gap between the actual performance and the performance when implementing the BAT (on the positive side), the more significant an impact is. A significance of zero means that the mill is already on-target for the specific impact category, and a negative significance means that the mill performs better than it could when implementing the BAT.

$$S_i = \frac{I_{i, \text{Mill}} - I_{i, \text{BAT}}}{I_{i, \text{Mill}}} \quad (1)$$

In order to be able to rank the environmental aspects based on their contribution to significant environmental impacts, it is also necessary to assess the relative importance of these from a value-based perspective. It is necessary to perform this task because, although an impact could be very significant using the selected normalization method, the case-specific context of the organization can make it irrelevant. Once the weighting factors are obtained, it is possible to calculate the score of each aspect using Equation 2 (X_j : Score of aspect j , w_i : weighting factor of impact category I , $C_{i,j}$: relative contribution of aspect j to impact I , S_i : significance of impact i).

$$X_j = \sum_i w_i C_{i,j} S_i \quad (2)$$

In LCA, several methods are available for weighting including distance-to-target, using a proxy or a panel of experts. None of them has gained consensus [31]. The panel is only one which allows expressing the values of different persons regarding a given problem. It is also the only one which can be used directly in conjunction with other types of indicators.

Definition of objectives, targets and indicators (EPE, part I)

EMS objectives should take into account the relevant findings of the identification and ranking of environmental aspects. Specific and measurable targets can then be set to achieve these objectives using the previously defined indicators. These targets can be the same as the ones used for assessing the

significance of the aspects. The indicators which were used to quantify the environmental impacts are also suitable for EPE.

Establishment and evaluation of environmental programs

At this stage of the EMS, environmental programs must be established to address the objectives. The importance of LCA to define more effective environmental programs within EMS has been discussed [21]. Indeed it quantifies the environmental impacts for any project involving a change in resource consumption, emissions to the environment, or generation of wastes. LCA renders EMS more useful by making it a tool not only to manage continuous environmental improvement, but also to assess the environmental implications of any capital investment project. The environmental consequences of implementing one environmental program (or capital investment alternative) rather than another can occur at the mill site, in the product life cycle and/or in other related systems. In order for the decision-making to be effective, it is important that all known consequences be included in the assessment. For this reason, system expansion should be used to quantify indirect effects as illustrated in **Figure 1** (affected systems). The same normalization method as presented in Equation 1 can also be used to assess how the individual program performs in relation to the potential improvement.

Monitoring of environmental performance

The usefulness of LCIA indicators for EPE was discussed previously. EPE aims at ensuring that, given a set of indicators, the environmental programs actually improve environmental performance. In order for the data to be comparable from year to year, the boundary used must remain constant over time. For this reason, it is recommended that only the foreground and background systems be included for this purpose. The affected systems vary depending on the projects and thus will not be constant from year to year. Also, in this case, the evaluation does not aim at assessing the significance of environmental impacts but rather at following the progress over time. For this reason, normalizing the results using a reference year (internal normalization) may be more relevant than using the BAT normalization approach proposed previously. The information from the BAT normalization can still be used if recalculated by excluding indirect environmental consequences (i.e., excluding the extended background to make the boundaries consistent) as a reference information. The definition of the functional unit was not discussed previously but is very important when assessing the environmental performance. The two main options that can be used within the EMS are the intensity-based functional unit (e.g., 1 tonne of production) and the production-based functional unit (X tonnes of production per year). The two functional units yield different results and must both be used when the production varies significantly from year to year.

CASE STUDY PRESENTATION

Context

Continuous improvement is an essential component of the Canadian Pulp and Paper Industry's concept of sustainability, which features economic, environmental and social objectives [32]. More specifically, the Forest Products Association of Canada (FPAC) defines continuous environmental improvement (CEI) as a reduction of the environmental footprint of its members' operations, which can be achieved by using raw materials and energy efficiently, managing their environmental releases, and promoting even more recovery, reuse, and recycling [33]. In the Canadian Pulp and Paper Industry, EMS, in general, and

ISO 14001 in particular, are widely implemented as the main tool for continuous environmental improvement [34, 35]. However, the significant environmental aspects are frequently ill-defined and there is often a poor linkage between the objectives and those significant aspects [36]. A survey involving 37 pulp and paper mills in Quebec showed that the implementation of an ISO 14001 EMS did not have a significant effect on the reduction of conventional pulp and paper environmental indicators [37]. One important reason is that most companies address environmental issues as a separate and isolated business function, and environmental managers are not involved in decision-making, leading to costly systems that are inadequate to realize true environmental improvements [5, 38]. There is a need for better integration of environmental issues into business function, to improve capital investment decision-making in general and to make environmental management more efficient [3, 5, 6, 39]. On the other hand, studies demonstrated that many environmental impacts related to pulp and paper production can occur outside the fences of the manufacturing process [6, 40-44], indicating the need for broader tools such as life cycle assessment (LCA). The usefulness of LCA for strategic decisions in the process industry and for other strategic planning applications, such as policy-making, has been recognized by many authors [6, 22-29].

System investigated

The system under investigation consists of an integrated newsprint mill located in Ontario (Canada). The paper is produced from thermomechanical pulp (TMP) at 81% and de-inked pulp (DIP) at 19%. The virgin pulp is produced from softwood chips supplied by sawmills in the vicinity. TMP production is among the processes that consume the most electricity at the mill. Recycled paper is transported from urban locations (New York, Chicago, etc.) as well as from smaller communities near the mill location. Although DIP production consumes much less energy than TMP, this mill faces tremendous challenges due to high electricity prices and would benefit from optimization and an increase in the overall energy efficiency of the operations. For this reason, the main strategic objective of this mill is to eliminate its dependency on purchased power. The mill already respects all emission standards fixed by the federal government.

Current EMS planning

The mill under investigation has an ISO 14001-certified EMS. An initial environmental review has been conducted to identify environmental aspects. It used a risk-based formula to assess the significance of the aspects. This formula includes the time scale of the aspect, its likelihood, as well as related environmental, safety, financial, and public image impacts (all assessed quantitatively). Once the risk scores for the aspects were calculated, the top 10% were considered significant, although this was an arbitrary selection criterion. Based on these significant aspects, as well as legal and corporate requirements, the mill established its environmental objectives and the action plan to achieve them. The EMS planning of this mill resulted in 34 significant environmental aspects, of which 27 were risk-based (e.g., risk for spills, non-conformity, etc.). Some examples of the 7 environmental aspects not based on risk include emissions from power boilers, use of chemicals for treating the effluent, and solid waste generated by the effluent treatment process. None of the significant environmental aspects were aligned with the mill's principal strategic objective. Furthermore, although the mill uses a generic list of environmental impacts (such as impact on air quality), the actual impacts of the mill were never quantified. This situation clearly illustrates that there is a need to improve the EMS to better align it with

the mill's strategic objectives and to make it more pertinent from an environmental standpoint. LCA provides a means to accomplish this improvement, as will be discussed next.

RESULTS

Identification of aspect and impacts

As mentioned earlier, the mill under investigation has an ISO 14001-certified EMS. Activities included in the original scope of the EMS include the production processes related to newsprint manufacturing as well as all other on-site activities not related to production (e.g., office activities, storage, laboratory operations, maintenance, etc.). These activities are included in the foreground system. However, for data availability reasons, this study focused on process activities and excluded non-process ones, as illustrated in **Figure 2**. For this specific case study, the foreground system includes all activities required to produce the newsprint (TMP production, DIP production, and newsprint production) as well as supporting activities (steam production, wastewater and sludge treatment (WWT), and on-site landfill). In order to account for environmental impacts related to resource consumption, it is necessary to expand the boundary to the background system. The main resource production activities necessary to produce newsprint are those related to fiber (virgin and recycled), chemical, and energy supplies.

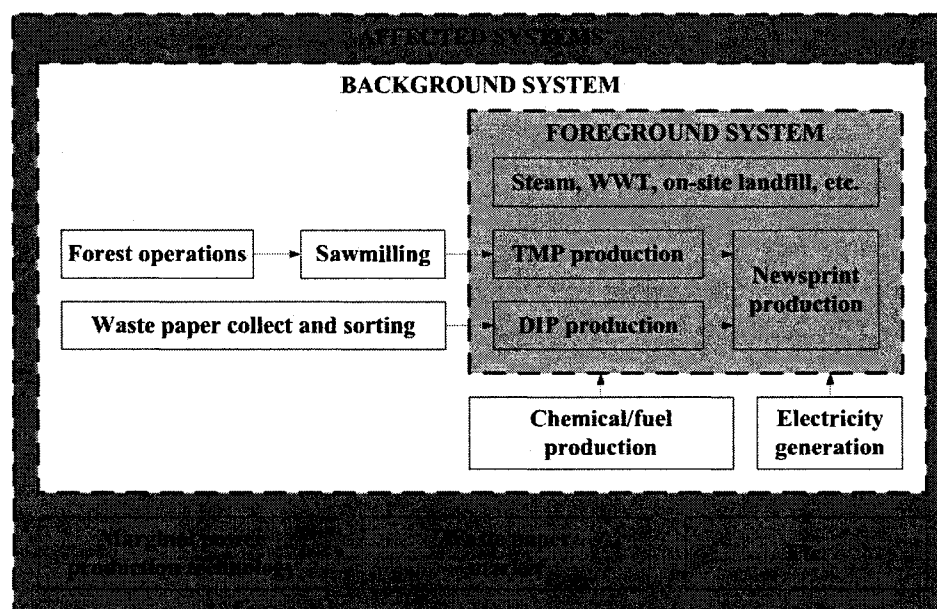


Figure 2: System boundary used for the case study

Site-specific inventory data was compiled and classified into foreground aspects (air emissions, water emissions and solid waste disposal) and background aspects (transport, fiber consumption, chemical consumption, fuel consumption, and electricity generation). The processes related to the background environmental aspects were modeled using the Ecoinvent 1.2 database. The environmental impacts were modeled using the TRACI method [45]. This method does not characterize resource impacts and thus, does not allow for a representation of the entire range of environmental impacts. However, it was readily

available at the time the case study was performed and was used for illustrative purposes. The relative contribution of each environmental aspect to the TRACI impact categories is shown in **Figure 3**. It can be observed that electricity consumption due to TMP production is an aspect that contributes significantly to all impact categories. Moreover, fuel consumption, mainly natural gas, is an important contributor to ozone depletion. In addition, water emissions (BOD) from WWT are the main contributor to the eutrophication indicator. Finally, electricity consumption by the paper machines and air emissions due to steam production contribute to many indicators.

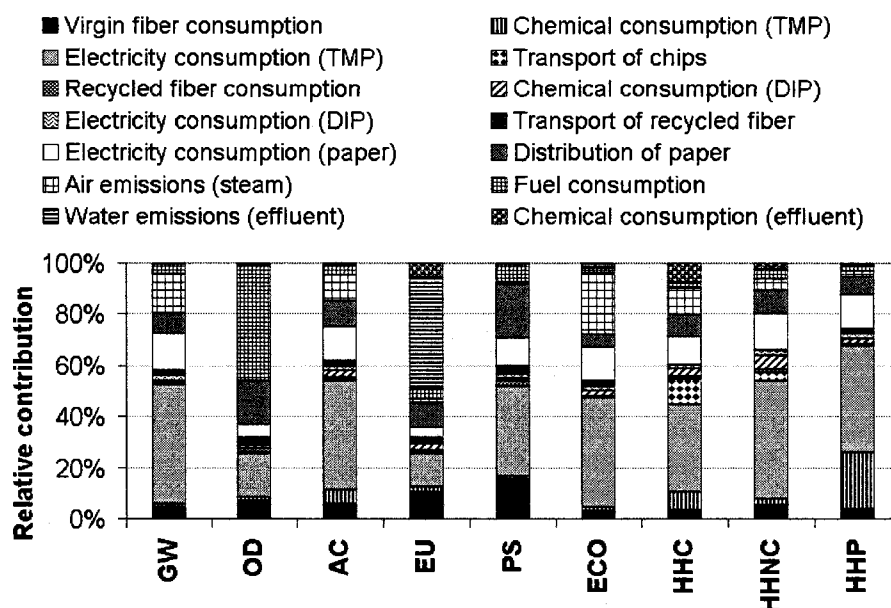


Figure 3: Mill environmental aspects and impacts

(GW: global warming potential, OD: ozone depletion, AC: acidification, EU: eutrophication, PS: photochemical smog, ECO: ecotoxicity, HHC: human health cancer, HHNC: human health non cancer, HHP: human health particulates)

Assessment of aspect significance and ranking

In this case study, the modifications to the process according to the BAT would include wastewater treatment (WWT) and boiler upgrades, usage of renewable fuels only and replacement of the TMP production by DIP production, which is much less energy intensive [46]. In order to account for some potential indirect environmental consequences of implementing these modifications, the system boundaries were expanded to account for any effect on the recycled paper market and to identify the power technology that is actually affected. The significance of environmental impacts is illustrated in **Figure 4**. It can be seen from this figure that the most significant impact category is human health non cancer, indicating that there is an important potential to reduce electricity consumption, and even to sell some power to the grid, by implementing the BAT at the mill. In Ontario, where the mill is located, it is

likely that any reduction in electricity consumption will result in decreased coal combustion, which would have an effect on human health non cancer emissions such as aluminum and mercury. The eutrophication indicator is also more significant than others. This is due to the fact that achievable BOD emissions are much lower than the actual ones. It is also interesting to note that the mill already achieves the BAT mill performance regarding ozone depleting substances.

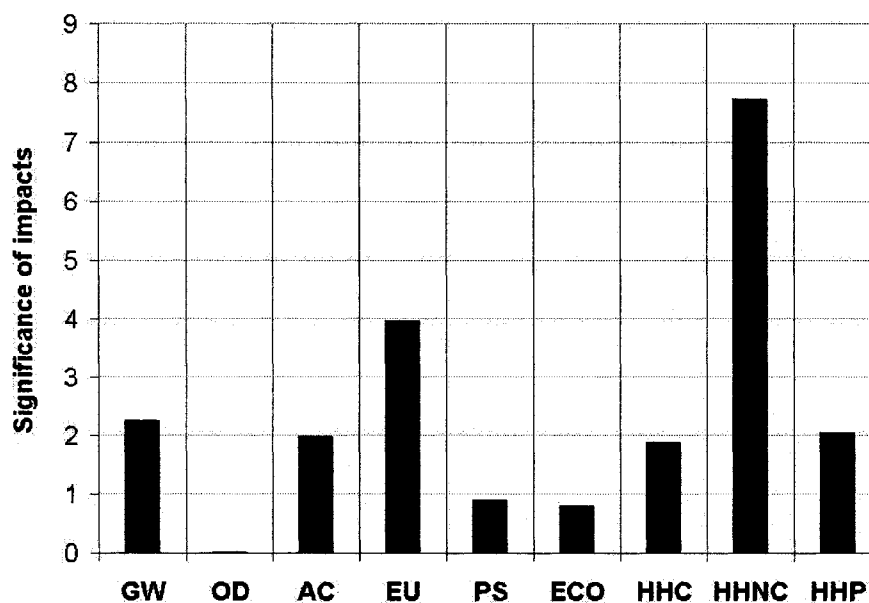


Figure 4: Significance of environmental aspects

However, like mentioned earlier, weighting is necessary because a significant aspect is not necessarily important. For instance, in this case, the eutrophication potential is mostly due to BOD emissions at the mill and could be improved if the BAT were implemented. It is not advantageous for the mill to reduce its BOD emissions for two reasons. First, they are below the regulations. Second, it was demonstrated that the current level of BOD emissions was not causing any eutrophication. A panel of stakeholders and experts could be used to assess the relative importance of impact categories in this specific context [31, 47] but was not performed for this case study. However, to illustrate the importance of this task, two weighting scenarios were developed. The first one (W_1) gives equivalent weighting factors to all impact categories ($w_{GW} = w_{OD} = w_{AC} = w_{EU} = w_{PS} = w_{ECO} = w_{HHC} = w_{HHNC} = w_{HHP} = 0.11$). The second (W_2) is constructed in order to account for the fact that BOD emissions are not significant for the mill and assumes that, in the context of a potential carbon trading program, global warming may become very important for the mill. According to this approach, eutrophication receives a weight of 0 ($w_{EU} = 0$) and global warming the highest weight ($w_{GW} = 0.5$). The remainder is split between the other impact categories ($w_{OD} = w_{AC} = w_{PS} = w_{ECO} = w_{HHC} = w_{HHNC} = w_{HHP} = 0.07$). The ranking of the environmental aspects using these two weighting scenarios is illustrated in **Figure 5**. From this figure, it can be seen that electricity consumption by the TMP process outranks all other aspects and this, for both weighting scenarios. On the other hand, as illustrated, the weighting scenario has an effect on the overall ranking of environmental aspects. For example, the water emissions aspect ranks fourth with weighting scenario W_1

and fourteenth with weighting scenario W_2 . Also, by giving more weight to global warming potential in W_2 , the air emissions from steam production aspect goes from fifth rank in W_1 to third rank in W_2 .

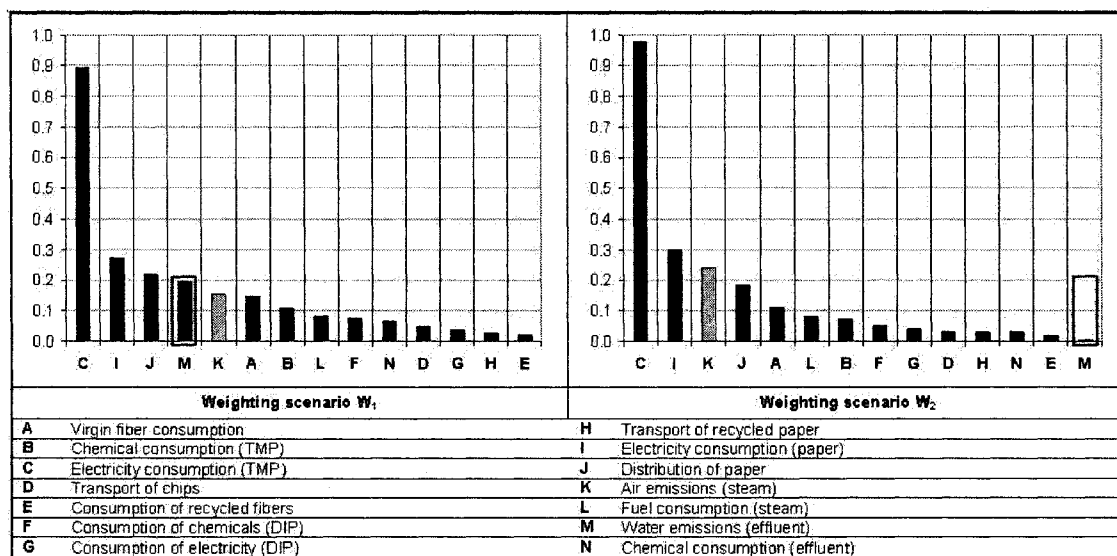


Figure 5: Ranking of environmental aspects

Establishment and evaluation of environmental programs

Considering that electricity consumption by the TMP process and the paper machines and air emissions from steam production are the most significant environmental aspects (using weighting scenario W_2), environmental programs are proposed for these to respond to the objectives. The generation of alternatives can be based on experience and engineering judgment or may involve more sophisticated tools. In order to show that the same framework can be used to assess different alternative environmental programs or different capital investment options, the two types of projects are evaluated here, as illustrated in **Table 3**.

The projects were assessed by expanding the system boundary to the indirect environmental consequences (extended background). The BAT normalization (calculated using Equation 1) was used to assess whether a given improvement/deterioration was significant, and only significant differences from the current situation were modeled. The results are presented in **Figures 6 and 7**

Figure 6 presents the normalized results. The main observation is that all projects result in improvements compared to the base case (BC) and this, for all impact categories. For some impact categories (OD, PS, and ECO), the alternatives performed even better than when implementing the BAT. Since there are some trade-offs between impact categories, it is not obvious to determine which projects should be implemented in priority and thus, weighting is necessary. By applying the weighting scenario W_2 , which is the most consistent with the mill-specific context, the results in **Figure 7** are obtained. It can be seen from this figure that the base case mill is the worst alternative and that project P3

(cogeneration) is the best one. Again, a different set of weighting factors could have led to a different conclusion.

Table 3: Environmental programs and capital investment projects

Project #	Project description	Main assumptions
P1	Retrofitting the refining process to RTS (short Residence time, elevated Temperature, high Speed) will reduce the energy consumption in chip refining by increasing the disc speed. At the same time, the temperature is raised. By implementing the RTS process, electricity from the TMP can be reduced by 15% (European Commission 2001)	Power marginal technology is coal.
P2	Increasing DIP production to 50% will reduce electrical energy consumption compared to TMP. However, by displacing TMP pulp, steam lost has to be compensated by the boilers.	It has been assumed that the increase in steam will be generated using wood wastes available from the forest. A reduction in chip consumption will result in reduced forest operations. Power marginal technology is coal.
P3	By increasing cogeneration to 50%, fossil fuels can be saved by co-generating electricity on-site using wood wastes.	Wood wastes are available from the forest.
P4	Reducing electricity consumption in the PM department by 30% by optimized vacuum systems, variable speed drive systems, high efficiency electric motors, etc..	Power marginal technology is coal.
P5a	Applying a water conservation program in order to reduce steam consumption by 0.5 GJ/t.	Steam reduction will be achieved by reducing combustion of (in this order): 1) natural gas and 2) wood wastes. Wood wastes not used will be available to replace fossil fuels in other systems. The level of water consumed and released to the environment will be reduced, but it is assumed that the mass of pollutants emitted to the environmental will not change.
P5b	(P5a) + installing heat exchangers and optimizing the paper drying section to save a total of 1.5 GJ/t of steam.	
P5c	(P5a+Pb) and upgrading the TMP steam recovery system in order to increase steam recovery of 4 GJ/t. 5.5 GJ less steam will have to be produced.	

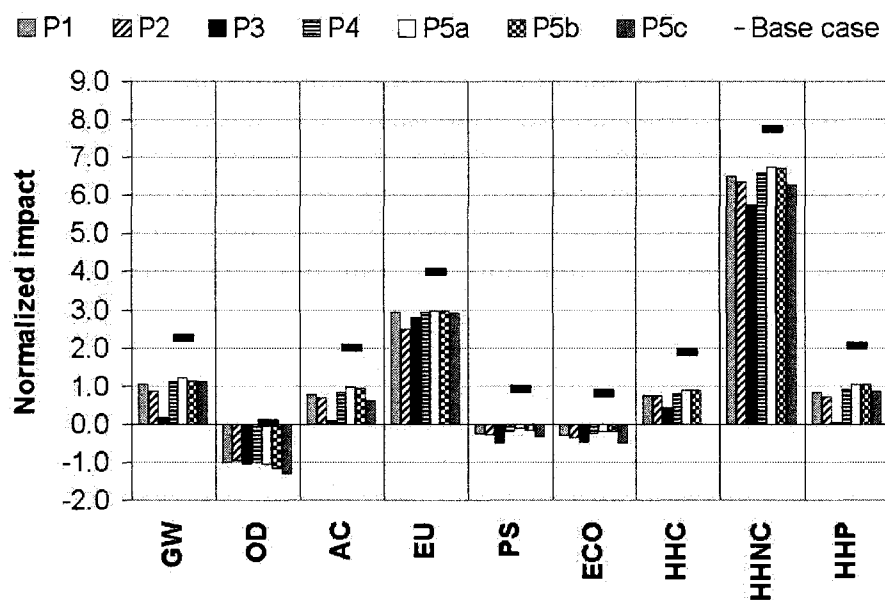


Figure 6: Evaluation of projects – Normalization

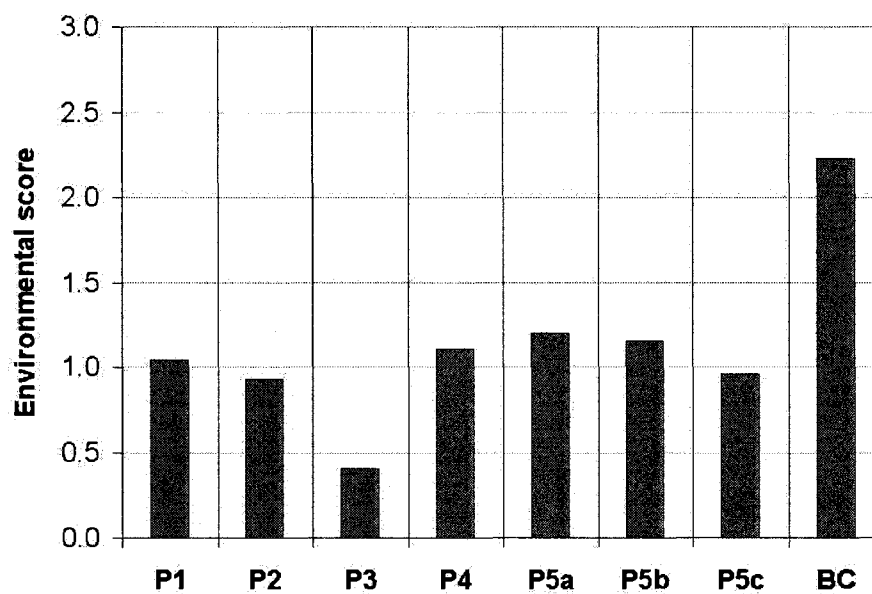


Figure 7: Evaluation of projects – Weighting

Monitoring of environmental performance

The investigated mill did not implement the proposed environmental project and thus, it is not possible to measure any real effect on the indicators. For this reason, the indicators were evaluated using three consecutive years of historical data at the mill and are discussed with regards to modifications made to the process during those years. Also, a hypothetical year (year 4) was added to depict the outcome had the mill implemented project P3. Results, shown in **Figure 8**, are based on 1 tonne of production (intensity-based functional unit) and were not recalculated using the total production functional unit because production did not vary significantly between years 1 and 3. From this figure, it can be seen that most indicators improved significantly from year 1 to year 3. This is mainly due to the decrease in TMP and increase in DIP usage, which results in lower electricity consumption, and to the decrease in natural gas consumption. No major environmental projects were performed during those three years. It is also interesting to note that a great deal of progress can still be made towards the BAT, even when limiting the analysis to the foreground and background systems.

On the other hand, when examining the hypothetical year, which was established to depict the potential effect of implementing project P3 on the mill's environmental indicators, it can be seen that project P3 results in further reduction of most of the indicators. However, there is a slight rise in the eutrophication indicator, which occurs because of the increased combustion of wood that accompanies more cogeneration. It is interesting to note that, when the projects were evaluated, the eutrophication indicator was reduced as a result of implementing project P3. The reason is that the effect on the extended background system, which is not accounted for in **Figure 8**, is compensating for the increase in the foreground system. This outcome illustrates the importance of broadening the system boundaries when evaluating different projects.

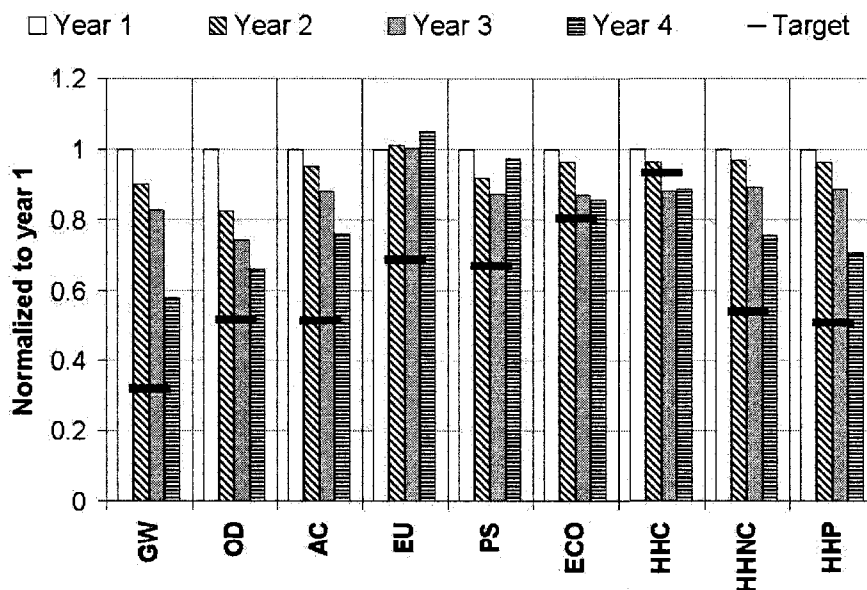


Figure 8: Year to Year evaluation of performance indicators

DISCUSSION AND IMPLICATIONS

This paper proposed a methodology for the integration of LCA within the EMS. It discussed some LCA methodological choices in the context of this integration, an analysis which has not yet been performed in the literature. The definition of the system boundary is a critical step to making the integration of EMS and LCA pertinent. One option is based on the OBA approach, which includes life cycle considerations and is most consistent with the EMS scope [14]. However, this approach may render the process impractical because it involves modeling the life cycle of the entire organization's activities. Also, this approach does not recognize that actions taken on those activities can have effects on other interconnected systems. For this reason, in this study, a three-level approach for the system boundary was proposed: 1) the foreground system, which includes all the gate-to-gate activities of the organization usually included within the EMS scope, 2) the background system, which includes other activities in the organization's life cycle, and 3) the extended background system, which is there to account for any other system affected by a decision within the foreground system. Using this approach, data collection can be simplified by using appropriate generic data for the background and extended background systems. In this study, the foreground system was limited to process activities (i.e., it did not include any non process activity) for data availability reasons. Practically, it would be important to include other activities because they are potentially more significant than the process itself. The second important LCA methodological choice in the context of the integration is normalization. Although never addressed systematically in the literature, LCA normalization can be useful within the EMS for two reasons. First, the main objective of normalization is to assess the significance of impact results. Second, it also facilitates the interpretation by expressing the results from all impact categories on the same scale. In so doing, it can be useful in evaluating the environmental performance. However, the normalization method should be selected so as to ensure that the two goals are met. For this reason, different normalization methods were used for different tasks in the EMS. A method based on the potential achievable improvement was used to assess the significance of the environmental aspects and of the benefits from implementing different projects. For EPE, results were normalized using a hypothetical reference year. Functional unit definition is very important for review of the environmental performance of the organization over time. Indeed, contrary to the production-based functional unit, the intensity-based functional unit does not allow an evaluation of the net change in environmental performance. Another methodological choice which could be of importance and that was not discussed here is the selection of the impact categories and characterization factors. It is important that they be sufficient to cover the entire range of environmental impacts arising from the organization's activities, and that their scientific validity be recognized. In the case study, the TRACI method was used. This method is clearly insufficient because it does not account for resource consumption. Also, it may be necessary to add inventory indicators for which no LCIA indicators are available (e.g., water consumption). The approach described in this paper is not applicable to typical risk-based environmental aspects. However, these should not be ignored. For this reason, the proposed approach should be applied in parallel with the classical approach. Also, only the environmental impacts related to the aspects were considered.

The EMS approach used in this study was process-based; the organization's activities were separated into individual activities for which inventory can be compiled, and then the impacts were calculated. This approach has the advantage of making the link between the organization's activities and the environmental impacts clear. However, it could be fastidious and time-consuming to perform the inventory for every single activity within the organization. Thus, approaches that are easier to implement may be preferable for routine decision-making [24]. For this reason, the following simplification is

proposed. The organization can be considered as one black-box activity for which the inventory is compiled (without trying to attribute the data to any specific subactivity). This way, there are only a limited number of environmental aspects all related to the same activity (organization's operations). Once the significance of those aspects is assessed, it would be possible to dig further to identify the specific activities responsible for this aspect. For instance, in this case, electricity consumption would have been identified as one of the most significant environmental aspects. Then, by digging further into the process, TMP production and, to a lesser extent, paper production, would have been identified as the activities which contribute the most to the organization's electricity consumption. This approach is much shorter, but the deep understanding of what causes the impacts is somewhat lost and the interpretation of results is limited.

Finally, the EMS consists of two main decision-making problems. The first aims at ranking the environmental aspects in order of significance and the second one at selecting the best environmental (or other) projects. In this case study, the analysis was limited to including environmental criteria for decision-making. In real life, other criteria (technical, economic, and social) could also be used for decision-making. The inclusion of these other criteria would make the EMS even more relevant in terms of the company's strategic objectives.

CONCLUSIONS

This paper proposed a methodology for the integration of LCA within the EMS focusing on LCA methodological choices. It was demonstrated that different system boundaries and normalization methods are useful for different tasks within the EMS. A normalization method based on the potential achievable improvement by implementing the BAT was proposed to assess the significance of environmental aspects. In addition, the importance of expanding the system boundary to account for indirect effects which may arise was discussed. This expansion is also necessary to draw a complete picture of consequences related to the implementation of process modifications aiming at reducing the environmental footprint of an organization. It was demonstrated that the same framework can be used to assess other capital investment projects, making the EMS more practical for the organization. On the other hand, it was discussed that expanding the boundary will not be useful when attempting to monitor the environmental performance over time because the expansion depends on the modification and thus will change over time. Finally, for the EMS to be even more pertinent from an organization's management perspective, it would be critical to consider economic and social indicator in the analysis.

ACKNOWLEDGMENTS

This project was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC).

LITERATURE CITED

- [1] International Organization for Standardization (1995). Environmental management systems specification with guidance for use, Geneva: ISO.
- [2] International Organization for Standardization. (1996). Environmental management systems : general guidelines on principles, systems and supporting techniques, Geneva: International Organization for Standardization.

- [3] Garrod, B. and Chadwick, P. (1996). Environmental management and business strategy: Towards a new strategic paradigm. *Futures*, 28, 37-50.
- [4] International Organization for Standardization. (1996). Environmental management - Environmental performance evaluation Guidelines, Geneva: ISO.
- [5] Goldman, M. (2000). Integrate environmental management into business functions. *Chemical Engineering Progress*, 96, 27.
- [6] Ross, S. and Evans, D. (2002). Use of life cycle assessment in environmental management. *Environmental Management*, 29, 132-142.
- [7] Bailey, P. E. (1999). Valuing and Aligning Environmental Activities and Performance with Business Metrics. *Strategic Environmental Management*, 1, 271-288.
- [8] Moore, S. F. (1998). Aligning Environmental Decision Making with Business Strategy: Georgia-Pacific's Economic Value Added Approach. *Strategic Environmental Management*, 1, 69-76.
- [9] Quazi, H. A. (2001). Sustainable development: Integrating environmental issues into strategic planning. *Industrial Management and Data Systems*, 101, 64-70.
- [10] Tice, J., Ahouse, L., and Larson, T. (2005). Lean production and EMSs: Aligning environmental management with business priorities. *Environmental Quality Management*, 15, 1-12.
- [11] Vogtlander, J. G., Lindeijer, E., Witte, J.-P. M., and Hendriks, C. (2004). Characterizing the change of land-use based on flora: Application for EIA and LCA. *Journal of Cleaner Production*, 12, 47-57.
- [12] Zobel, T., Almroth, C., Bresky, J., and Burman, J. O. (2002). Identification and assessment of environmental aspects in an EMS context: an approach to a new reproducible method based on LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, 10, 381-396.
- [13] International Organization for Standardization (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework, Geneva: International Organization for Standardization.
- [14] Finkbeiner, M., Wiedemann, M., and Saur, K. (1998). A comprehensive approach towards product and organisation related environmental management tools. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3, 169-178.
- [15] Stewart, J. R., Collins, M. W., Anderson, R., and Murphy, W. R. (1999). Life Cycle Assessment as a tool for environmental management. *Clean Products and Processes*, 1, 73-81.
- [16] Jiyong, L., Ik, K., Eunsun, K., and Tak, H. (2003). Comparison of simplified LCA and matrix methods in identifying the environmental aspects of products. In Tokyo, Japan.
- [17] van Berkel, R., van Kampen, M., and Kortman, J. (1999). Opportunities and constraints for Product-oriented Environmental Management Systems (P-EMS). *Journal of Cleaner Production*, 7, 447-455.
- [18] Gernuks, M., Buchgeister, J., and Schebek, L. (2007). Assessment of environmental aspects and determination of environmental targets within environmental management systems (EMS) - development of a procedure for Volkswagen. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1063-1075.
- [19] Olsthoorn, X., Tyteca, D., Wehrmeyer, W., and Wagner, M. (2001). Environmental indicators for business: A review of the literature and standardisation methods. *Journal of Cleaner Production*, 9, 453-463.
- [20] Owens, J. W. (1999). Why Life Cycle Assessment is Now Described as an Indicator System. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4, 81-86.
- [21] Khan, F. I., Raveender, V., and Husain, T. (2002). Effective environmental management through life cycle assessment. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 15, 455-466.

- [22] Lundie, S., Peters, G., and Beavis, P. (2005). Quantitative systems analysis as a strategic planning approach for metropolitan water service providers. *Water Science and Technology*, 52, 11-20.
- [23] Hugo, A. and Pistikopoulos, E. N. (2005). Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks. *Journal of Cleaner Production*, 13, 1428-1448.
- [24] Rebitzer, G. and Buxmann, K. (2005). The role and implementation of LCA within life cycle management at Alcan. *Journal of Cleaner Production*, 13, 1327-35.
- [25] Sarkis, J. (1998). Evaluating environmentally conscious business practices. *European Journal of Operational Research*, 107, 159-74.
- [26] Stefanis, S. K., Livingston, A. G., and Pistikopoulos, E. N. (1995). Minimizing the environmental impact of process Plants: A process systems methodology. *Computers & Chemical Engineering*, 19, 39-44.
- [27] Skordilis, A. (2004). Modelling of integrated solid waste management systems in an island. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 243-254.
- [28] Kijak, R. and Moy, D. (2004). A decision support framework for sustainable waste management. *Journal of Industrial Ecology*, 8, 33-50.
- [29] Grossmann, I. E. (2004). Challenges in the new millennium: product discovery and design, enterprise and supply chain optimization, global life cycle assessment. *Computers & Chemical Engineering*, 29, 29-39.
- [30] Norris, G. A. (2001). The requirement for congruence in normalization. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6, 85-88.
- [31] Finnveden, G. (1999). A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment.
- [32] Forest Products Association of Canada (2006). To Be - 2006 Annual Review.
- [33] Forest Products Association of Canada (2007). Sustainability Report.
- [34] Zerbe, P. M., Duff, S. J. B., and Lavkulich, L. M. (1998). Environmental management systems in Canada's pulp and paper industry: A survey and analysis of current practice. *Pulp & Paper Canada*, 99, 74-78.
- [35] Forest Products Association of Canada (2001). We're Thinking Ahead - Environmental Progress Report 2000-2001.
- [36] Thornton, R. V. (1998). Integrating ISO 14000 with other management systems. *PIMA's Papermaker*, 80, 4.
- [37] Barla, P. (2007). ISO 14001 certification and environmental performance in Quebec's pulp and paper industry. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53, 291-306.
- [38] Matthews, D. H., Christini, G. C., and Hendrickson, C. T. (2004). Five elements for organizational decision-making with an environmental management system. *Environmental Science & Technology*, 38, 1927-1932.
- [39] Epstein, M. J. and Roy, M.-J. (2000). Strategic evaluation of environmental projects in SMEs. *Environmental Quality Management*, 9, 37-47.
- [40] Rehnstrom, C. (2003). LCA of two chemical recovery processes in the pulp industry - A case study. *Nordic Pulp and Paper Research Journal*, 18, 344-354.
- [41] Windsperger, A., Steinlechner, S., and Simon, A. (2002). Life cycle management in the paper industry: requirements and possibilities. *Gate to EHS: Global LCA Village*, May 2002, 1-10.
- [42] Salazar Zarate, E. S. (2004). Life cycle assessment (LCA) of newsprint production at an integrated mill.

- [43] International Energy Agency (1999). Annex XII: assessment of life-cycle-wide energy-related environmental impacts in the pulp and paper industry - Final report.
- [44] Gaudreault, C., Wising, U., Martin, G., Samson, R., and Stuart, P. R. (2007). Environmental Benchmarking of Energy-Related Kraft Mill Modifications using LCA. Accepted by Pulp and Paper Canada,
- [45] Bare, J. C., Norris, G. A., Pennington, D. W., and McKone, T. (2003). TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6, 49-78.
- [46] European Commission (2001). Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry.
- [47] Cornejo, F., Janssen, M., Gaudreault, C., Samson, R., and Stuart, P. R. (2005). Using Life Cycle Assessment (LCA) as a Tool to Enhance Environmental Impact Assessment (EIA). *Chemical Engineering Transactions*, 7, 521-528.

E. ENERGY DECISION MAKING IN A PULP AND PAPER MILL: SELECTION OF LCA SYSTEM BOUNDARY

Caroline Gaudreault^{a,b}, Réjean Samson^b, Paul Stuart^{a,b*}

^aNSERC Chair in Environmental Design Engineering, *Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal*, C.P. 6079, succ. Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7

^bInteruniversity Research Center for the Life Cycle of Products, Processes and Services, *Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal*, C.P. 6079, succ. Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7

*Corresponding author (paul.stuart@polymtl.ca)

ABSTRACT

Background, Aim and Scope. North American pulp and paper mills are facing tremendous challenges which may necessitate major mill modernizations. An example is process modifications to reduce dependency on purchased power, which is an expensive resource. Such modifications may have environmental implications at the mill sites, on their product life cycle and on other interconnected systems, and therefore systematic tools such as Life Cycle Assessment (LCA) need to be applied. Different LCA system boundary approaches can be used for such process design applications and these approaches need to be compared to determine their respective benefits and limitations in this context. This study compares setting the system boundary according to a cradle-to-gate approach (attributional LCA, ALCA) and a system expansion (consequential LCA, CLCA) approach using a case study which deals with implementing cogeneration and increased de-inked pulp production at an integrated newsprint mill.

Methodology. A case study considering various process options to reduce purchased electricity at an integrated newsprint mill is defined. These options include implementing cogeneration and increasing de-inked pulp production. The environmental impacts related to these process options are analyzed using two LCA methodologies. The first one consists in setting the system boundary according to a cradle-to-gate ALCA approach while the second one uses a differential CLCA approach (system expansion). Comparisons of the two methods are based on different parameters: inclusion/exclusion of the indirect environmental consequences, allocation procedures selected, effect of using the average versus the marginal technology for power production.

Results. Both the ALCA approach and the CLCA approach indicate that the process options are beneficial. However, the results show that indirect environmental consequences which are assessed only with the CLCA approach can be opposite to direct effects (e.g. the results can indicate an improvement of the direct impacts and a deterioration of the indirect ones). Also environmental impacts obtained by modeling the average or the marginal technology may be very different. Using an ALCA approach often necessitates the use of an arbitrary allocation procedure which can greatly affect the results. On the other hand, ALCA can be used to perform "hot spots" identification which, at this time is not possible with CLCA.

Discussion. The cradle-to-gate boundary approach which is usually used in the literature for pulp and paper process design applications may not always be the most appropriate one to determine the

environmental consequences of implementing different process options. However, at this time, there is no method based on CLCA allowing for "hot spots" identification and thus, a combined approach may be required for process design.

Conclusions. It is shown that the choice of the system boundary can significantly affect the results. More specifically, the usage of different allocation procedures in ALCA leads to different interpretation of the results, which does not occur when using the CLCA approach. CLCA provides more complete information for decision making for the cases where most of the consequences occur outside the life cycle of the product investigated.

Recommendations and Perspectives. Research opportunities include developing methodologies to integrate ALCA and CLCA for improved process design applications and mechanisms for reducing uncertainty in CLCA.

Keywords: Pulp and paper processes, energy, attributional and consequential LCA, system boundary

1. BACKGROUND, AIM AND SCOPE

North American pulp and paper mills are currently facing tremendous challenges from which energy prices is an important one. In order to remain competitive, they may be forced to consider a major mill modification in order to reduce their energy costs. This kind of modification may have environmental implications at the mill site, in its product life cycle as well as on other interconnected systems. Life Cycle Assessment (LCA) has been used more abundantly to assess the environmental impacts of process modifications. Most applications have involved the selection of cradle-to-gate system boundary definition (i.e. from resource extraction to the manufacturing of the product). However, it has become increasingly apparent that limiting the system boundary to the investigated product system when assessing the environmental impact of a change to this product may lead to serious underestimation of the environmental consequences of such a change. This paper deals with this issue of system boundary selection.

1.1. System boundary selection for pulp and paper process design applications

A survey of the use of LCA in the pulp and paper industry (Gaudreault et al. 2007a, b) showed that the main applications can be classified in six categories: comparison of products with the same function, comparison of process options, comparison of waste management options, evaluation of new products, and strategic planning. This paper focuses more on the process options comparison application. Examples of applications for process selection include the comparison of alternatives concerning pulping processes (Das & Houtman 2004, Salazar Zarate 2004, Vizcarra et al. 1999), bleaching processes (Dias et al. 2002, Fu et al. 2005, Scheringer et al. 2000), energy strategies (Cornejo et al. 2005, Lopes et al. 2003, Salazar Zarate 2004), effluent treatment (Munoz et al. 2006, Salazar Zarate 2004) and chemical recovery (Rehnstrom 2003). The system boundary that was defined in these studies is presented in **Table 1**. All previous LCA studies used a system boundary approach which attempts to allocate the environmental impact due to one product and/or process. In order to do this, allocation procedures are used when multi-functional processes are necessary to achieve the main function of the system. For instance, chips usage for pulp production is often a by-product of sawmill operations for which the main product is lumber. Lumber production is not of interest when investigating the environmental impacts of

pulping. Therefore, an allocation procedure should be selected to determine which proportion of the sawmill operations environmental impacts are imputable to chips versus lumber.

Table 1: System boundary selection in pulp and paper process design applications

LCA comparisons	Boundary	Potential indirect effects not included in the analysis
Chemical-, mechanical- and bio-pulping processes (Das & Houtman 2004).	From resource extraction to pulping.	Marginal technology for electricity production.
Substitution of TMP by DIP at an integrated newsprint mill (Salazar Zarate 2004).	From resource extraction to paper distribution. System expansion for waste paper deviated from landfill.	Marginal technology for the electricity production, alternative usages of waste paper, alternative usage of wood chips, alternative usage of wood chips/natural gas.
Substitution of softwood mechanical pulp (SMP) by cereal straw chemical pulp (CSCP) for the manufacturing of telephone directory-grade paper (Vizcarra et al. 1999).	From resource extraction to papermaking.	Alternative usage of wood chips, alternative usage of wheat straw.
Enzyme bleaching and elementary chlorine free (ECF) bleaching (Fu et al. 2005).	The bleach plant and its input to resource extraction.	Marginal technology for energy production.
ECF, ECF with oxygen delignification and total chlorine free (TCF) bleaching for Eucalyptus pulp (Dias et al. 2002).	Cradle-to-grave: from forest to landfilling, composting and recycling.	Alternative usage of chemicals if the supply is not completely elastic.
Fluorescent whitening agents (FWA) and peroxide bleaching of mechanical pulp (Scheringer et al. 2000).	The bleach plant and its input to resource extraction.	Marginal technology for energy production.
Heavy fuel oil and natural gas usage in the pulp and paper process (Lopes et al. 2003).	Cradle-to-grave: from forest to landfilling, composting and recycling.	Alternative usage of fuels if the supply is not completely elastic.
Cogeneration at an integrated newsprint mill (Salazar Zarate 2004).	From resource extraction to paper distribution.	Marginal technology for the electricity production, alternative usage of wood chips/natural gas.
Different advanced effluent oxidation processes (AOP) for removing organic carbon content from the kraft pulp bleaching process (Munoz et al. 2006).	The AOP processes and their inputs to resource extraction.	Marginal technology for energy production.
Implementation of tertiary effluent treatment technology at integrated newsprint mill (Salazar Zarate 2004).	From resources extraction to paper distribution.	No significant effect expected outside the defined boundary.
Recovery boiler and black liquor gasification (Rehnstrom 2003).	The recovery processes and their inputs. Expansion to avoided electricity.	Marginal technology for electricity production, alternative production of steam and related consequences for fuel usage.

Most studies mentioned previously used a cradle-to-gate approach to establish the boundary, and two of them used a cradle-to-grave approach (i.e. use and final disposal of paper were also included in the assessment). Using these approaches does not allow investigating the potential indirect effects of selecting one process option versus another one because these occur outside the defined boundary. These effects related to the studies are also presented in Table 1. An example of this can be demonstrated by the case of replacing a portion of the Thermo-Mechanical Pulp (TMP) by De-Inked Pulp (DIP) and implementing cogeneration at a newsprint mill in order to reduce purchased electricity (Salazar Zarate

2004). In this case study, the cradle-to-gate boundary (from resource extraction to paper distribution) was used with a system expansion to deal with recycling. The main effects on the process of implementing DIP pulp production and cogeneration are: an increase of recycled fibre consumption, a reduction of chip (virgin fibre) consumption, an increased amount of steam to be generated from natural gas and/or wood waste (to compensate for the reduction of steam production due to the complete or partial shutdown of the TMP plant) and a decreased usage of purchased power. As a result of the system boundary selection, several underestimations of the environmental consequences related to process modification may have been made. First, a credit was given to the usage of more recycled fibre by the system investigated. This assumes that an increase in the waste paper demand will result in a deviation of this paper from landfilling. However, the waste paper market may be competitive and result in the deviation of waste paper from other usages than from landfill. In order for these consequences to be revealed, it would have been necessary to expand the system boundary to the recycled paper market and alternative usage of waste paper. Next, the reduction of TMP pulp production resulted in decreased chip consumption. Using the given cradle-to-grave boundary and the selected allocation procedures, this reduction led to a proportional reduction of forest operations. Nonetheless, chips are a by-product of lumber production and will be produced although the investigated system does not consume them anymore. Thus, in order to investigate the environmental consequences of this reduction it is necessary to expand the system boundary to the chip market and to alternative usages. An equivalent reasoning can be applied to wood waste consumption. Finally, the process options significantly reduced purchased electricity consumption. It was assumed that the average technology would be reduced because too much uncertainty was related to the identification of the marginal technology. Currently, well described procedures exist to identify the marginal technologies considering both short- and long-term horizons, but it is still an uncertain task, notably regarding an appropriate selection of a geographical boundary.

The previous example as well as those presented in **Table 1** show that indirect environmental consequences of a process design decision can occur outside the fixed cradle-to-gate or cradle-to-grave system boundary. There is no application of LCA for pulp and paper process design that systematically assesses the importance and relevance of setting the system boundary in a way that includes the indirect consequences of the process alternatives for design decision making. In addition, it was recognized that the influence of different allocation procedures on the results of LCA of wood-based products, and more specifically recycling, can be significant (Ekvall 1999a, b, Ekvall & Tillman 1997, Guinee et al. 2004, Jungmeier et al. 2002, Vogtlander et al. 2001, Yamada et al. 2006). Usage of allocation procedures is a consequence of attempting to assign the environmental impacts to one specific product or process. This indicates the need to investigate alternative approaches for setting the system boundary that include the indirect environmental consequences and that avoid allocation procedures.

1.2. Methodological developments in LCA system boundary selection

The ISO 14040 standard (International Organization for Standardization 2006a) defined LCA as a tool which “addresses the environmental aspects and potential environmental impacts [...] of products throughout a product's life cycle from raw material acquisition through production, use, end-of-life treatment, recycling and final disposal (i.e. cradle-to-grave)”. According to this standard, LCA has multiple applications, such as the identification of environmental improvement opportunities, market claims and decision-support. According to ISO, the choice of the processes to include in the system boundary depends on the goal and scope definition of the study. In this regard, there is a growing consensus in the LCA community that LCA applications can be classified in two main fields: LCA

aimed at describing the life cycle environmental impact of a product, process or service (accounting LCA or attributional LCA, ALCA) and LCA aimed at describing the consequences of a specific decision (change-oriented LCA or consequential LCA, CLCA) (Curran et al. 2002, Ekvall 1999b, Ekvall & Andrae 2006, Ekvall & Weidema 2004, Lesage et al. 2006a, b, Tillman 2000). The methodologies used for these two approaches are different, more specifically regarding system boundary selection and inventory compilation.

ALCA is more closely related to the classical ISO 14040 (International Organization for Standardization 2006a) definition and proposed methodology. The purpose of ALCA is to provide information concerning the environmental properties of a product's life cycle. Therefore, effects on other life cycles are outside the ALCA system's scope. Allocation procedures are used when multifunctional processes are necessary to deliver the main function of the investigated product, process or service. Because the goal is to determine the environmental impacts imputable to one specific product, process or service, average technologies are modeled (e.g. for electricity production). Characteristics of CLCA when compared to ALCA are:

- No attempt is made to allocate environmental impacts to one specific product, process or service and thus, allocation is not required;
- Indirect consequences of a specific decision regarding the investigated product, process or service are systematically addressed and consequently the marginally affected technology is identified;
- Parts of the system not affected by the decision are usually not considered and only changes are calculated.

To the knowledge of the authors, only two case studies compared the results obtained with both ALCA and CLCA approaches (Ekvall & Andrae 2006, Lesage et al. 2006a, b). The first one (Ekvall & Andrae 2006) assessed the effects of replacing lead-containing by lead-free solder pastes while the second one (Lesage et al. 2006a, b) focused on the environmental consequences of brownfield rehabilitation alternatives. The two studies illustrated the importance of modeling indirect environmental consequences. They also discussed the complementary knowledge resulting from the two approaches and the limited relevance of CLCA when direct environmental consequences are much more significant than indirect consequences. None of these case studies systematically demonstrated the advantages of CLCA due to avoiding subjective selection of allocation procedures. There is clearly a need for more case studies comparing the two approaches (Janssen et al. 2006).

1.3. Objective

The objective of this paper is to compare the information provided by ALCA and CLCA approaches for decision making regarding the selection of process options aiming at reducing the dependency of an integrated newsprint mill to purchased electrical power. More specifically, the potential importance of indirect environmental consequences of the process options (addressed by CLCA but not by ALCA), the effects of the allocation procedure (in ALCA) and the implications of the two approaches for decision-making will be discussed.

2. METHODOLOGY

2.1. Case study presentation

The system under investigation consisted of an integrated newsprint mill located in Ontario (Canada). Newsprint is produced using a mix of TMP and DIP. The TMP process, a significant electricity consumer, uses wood chips supplied by sawmills (by-product of lumber production) in the vicinity. Recycled paper is transported from urban locations as well as from smaller communities near the mill location. Four process alternatives were investigated in order to reduce mill dependency on external power sources. These four options considered an increase of cogeneration capacity from 2.5% up to 95% and of the DIP content of the paper from 20% up to 100% (shutting down the TMP process). The process options are presented in **Table 2** and their main process implications were discussed previously (see section 1.1). The notation of options has been defined to reflect the process modifications. All DIP options require new installations, except for one (D50C59), which requires a retrofit system (combination of old process line with new equipment). These new installations have a slightly better yield (increase of 7.6% - less recycled paper is required to achieve the same quantity of newsprint) and generate less sludge compared to the base case (the current mill case). The cogeneration options comprise: (A) converting one natural gas boiler to burn wood waste and keeping existing turbo-generators in service (D50C60, D100C78, D50C59) and (B) installing a new wood waste boiler, upgrading half of the boilers to higher pressure operation (900 psig), and adding a new turbo-generator (D100C95). The scenario combinations considered for this study are all economically viable (Janssen et al. 2006).

Table 2 Cogeneration and de-inked pulp capacities

Option	Fiber consumption		Power consumption		Other important features of options
	TMP	DIP	Cogen	Purchased power	
Base case	80%	20%	3%	97%	N/A.
Option 1	50%	50%	60%	40%	<ul style="list-style-type: none"> – Additional DIP production through new equipment only: less recycled fibre required for the same amount of pulp, less sludge. – Cogeneration using mainly wood waste.
Option 2	0%	100%	78%	22%	<ul style="list-style-type: none"> – Additional DIP production through new equipment only, less recycled fibre required for the same amount of pulp, less sludge. – Cogeneration using mainly wood waste.
Option 3	0%	100%	95%	5%	Similar to option 2 except that cogeneration is mainly based on natural gas.
Option 4	50%	50%	59%	41%	Similar to option 1 but the DIP plant consists of the old and a new process line and electrical consumption is only slightly reduced

2.2. Summary of the LCA approaches used

In order to achieve the proposed objectives, the four options were analyzed using the two LCA approaches. For both approaches, the four steps recommended by ISO (goal and scope definition,

inventory, impact assessment and interpretation) were carried out. Details are given in sections 3.3 and 3.4. In order to simplify the interpretation, the system boundary was divided into three subsystems: the foreground system, the background system and the extended background system. The foreground system consisted of the processes on which action can be taken by the newsprint manufacturer (i.e. the process located on the pulp and paper mill sites). The background system consisted of other processes in the newsprint life cycle. The extended background system was set in order to account for potential indirect effects due to the implementation of the process options. It referred to other processes potentially affected by a modification in the foreground system.

2.3. Attributional LCA

2.3.1. Goal and scope definition

(a) Functional unit: A LCA study aiming at comparing process options to reduce purchased power was carried out initially for this case study using a cradle-to-gate boundary (Comejo et al. 2005, Salazar Zarate 2004). The functional unit in this study was kept as originally defined for all cases investigated: the production of one air-dried metric tonne (admt) of newsprint. This functional unit was selected as a common unit for a pulp and paper audience but it should be understood that there is not only one tonne of newsprint affected by the process modifications. When expanding the boundary to include any affected processes it may be more logical to have a functional unit that represents the entire paper production that will be affected by the process modifications, such as all tonnes produced after the actual modifications. However, normalizing all the effects to one tonne is more practical.

(b) System boundary and allocation procedures: For the case of the ALCA, the foreground and background systems (paper production and its upstream processes) were included in the boundary (see Fig. 1 and Fig. 2). This system boundary allocates environmental impacts to newsprint production and the following question can be answered: "What are the environmental impacts imputable to newsprint production, before and after implementing each of the proposed process modifications?" However, in order to answer this question, a decision must be made regarding multifunctional processes present within the boundary. There are two main multifunctional processes: sawmill operations and open-loop recycling of waste paper. The sawmill produces three main products: lumber, chips and wood waste; only chips are of interest. In this study, the allocation of the burden of these three products has been performed based on mass. This choice has been shown to have little effect on the results (Salazar Zarate 2004). On the other hand, it was recognized that the influence of different allocation procedures on the results of LCA of wood-based products, and more specifically open-loop recycling, can be significant. The allocation procedure selected for open-loop recycling should ensure that the inputs and outputs associated with the unit processes for extraction and processing of raw materials and final disposal of products are shared by more than one product system (Ekvall & Tillman 1997, International Organization for Standardization 2006b). Several approaches which recognize this feature and which reflect different perspectives regarding how the environmental impacts are shared in the fibre life cycle are available. The systematic comparison of all these allocation procedures is outside the scope of this paper but in order to assess the potential effects of the allocation procedures on the results, two pertinent and feasible methods were selected: the cut-off method and the extraction-load method. The cut-off method takes a perspective according to which each product in the fibre life cycle is only responsible for the environmental impacts that it directly causes. Using this approach, recycled material used in the investigated system does not depend on its virgin material production burdens. This method was selected

for several reasons. Firstly, from the available methods, it is the only one directly applicable to the cradle-to-gate boundary where the actual end-of-life (disposal and/or recycling) of the product investigated is never assessed. Secondly, this method has the advantage of eliminating uncertainty regarding: a. the number of times that a material is recycled, b. where the investigated product is located in the fibre life cycle, c. how original virgin fibers were processed, etc. Finally, it is the method that best reflects the ability of the paper manufacturer to control the amount of recycled fibre it uses and their lack of control over whether the final product is going to be recycled or not. Using this approach, the environmental burdens of the recycling process, considered here to be collection, sorting and reprocessing (repulping and de-inking) of the material, are all allocated to the product using the recycled fibre. The system boundary for this first allocation procedure is shown at Fig. 1. The second allocation approach (extraction-load) builds on a perspective according to which all material will end up as waste and that final disposal is an inevitable consequence of raw material extraction. The cradle-to-gate boundary presented for the cut-off method is not suitable to apply this allocation method. However, like illustrated at Fig. 2, they can be slightly modified to include any final disposal due to material extraction. This method is pertinent for this case study, because the alternatives consume different amounts of waste paper and thus, different quantities of virgin fibre which results in more or less material to be disposed of. Using this approach, all impacts of the recycling process itself are assigned to the investigated product.

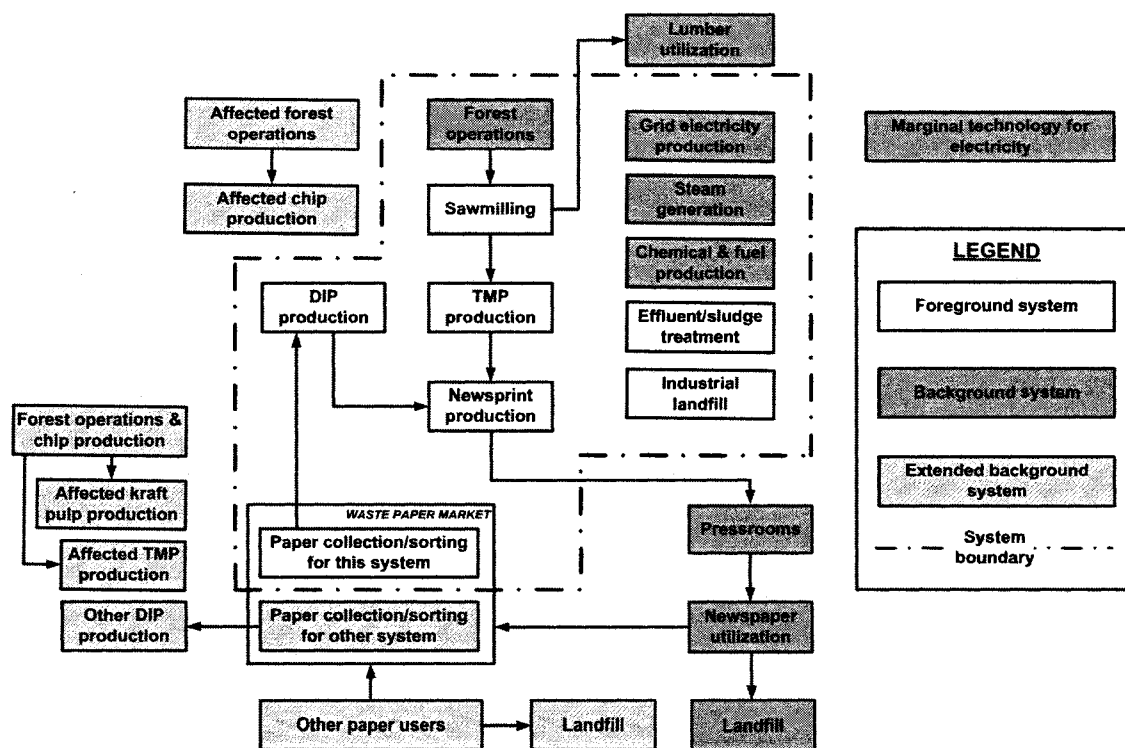


Fig. 1 System boundary for the ALCA approach, cut-off allocation

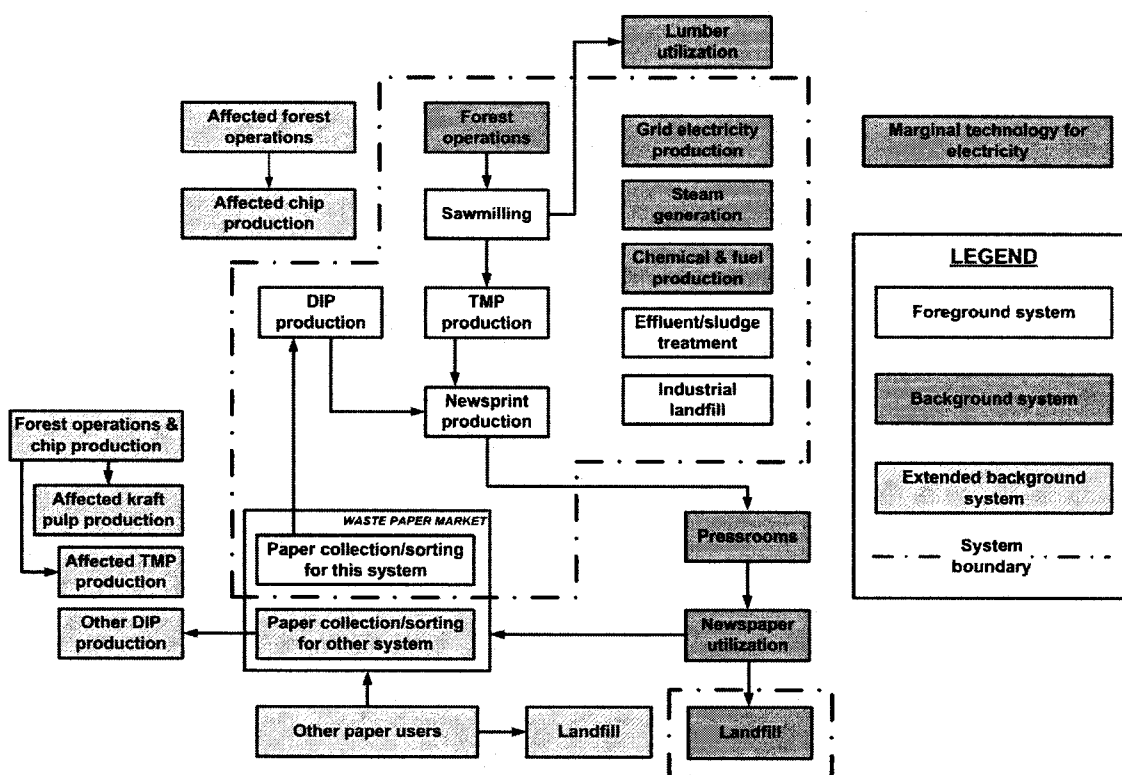


Fig. 2 System boundary for the ALCA approach, extraction-load allocation

(c) Main assumptions: The main assumptions for the cradle-to-gate system are available from Salazar (Salazar Zarate 2004). Additional assumptions are required for the second allocation procedure tested. The final disposal modeled was considered to be landfill of waste paper with incineration of the biogas but without energy recovery. This assumption is based on data availability.

2.3.2. LCI, LCIA and interpretation

Primary data was used to model the foreground system and generic data from the *Ecoinvent* database was used to model the background system. The American LCIA method (TRACI) was used to characterize the environmental impacts because the Canadian one was not available at the time the case study was performed. This method includes nine environmental indicators: global warming (GW), ozone depletion (OD), acidification (AC), eutrophication (EU), photochemical smog formation (PS), ecotoxicity (ECO), human health cancer (HHC), human health non cancer (HHNC) and human health particulates (HHP). LCIA is a set of indicators that assess the potential environmental impacts due to emissions and not the actual impacts. For instance, a higher score for the human health cancer indicator indicates that the system emits more emissions which potentially cause cancer. Normalization is the calculation of the magnitude an impact category result relative to some reference information. Its aim is

to better understand the relative significance of each indicator. For this reason, the reference system must be meaningful for the decision makers. In this study, the reference system has been set to be the environmental impact of producing newsprint before any modifications. The choice of the normalization reference can change the conclusions drawn from LCIA. This is not investigated in this paper. Weighting is the process of normalized LCIA results by using numerical factors based on values and allowing for the aggregation of the results into a single score. It was not performed in this study but sensitivity analyses were performed in order to assess the potential effect of selecting one boundary approach rather than another one on decision-making. Interpretation was performed through contribution and sensitivity analyses. This paper does not include any uncertainty analysis.

2.4. Consequential LCA

2.4.1. Goal and scope definition

(a) Functional unit: In order to compare the two approaches a functional unit of 1 admt of newsprint was also used for the CLCA approach. This functional unit was selected as a common unit for a pulp and paper audience but it should be understood that there is not only 1 admt of newsprint affected by the process modifications. When expanding the boundary to include any affected processes, it may be more logical to have a functional unit that represents the entire paper production that will be affected by the process modifications such as all tonnes produced after the actual modifications. However, normalizing all the effects to 1 admt is more practical.

(b) System boundary and main assumptions: The system boundary for the CLCA approach is shown in Fig. 3. Only the processes affected by the alternatives were included in this study. These processes may be in the foreground, background or extended background system. The main extended background processes included in the system are other chipping operations, the waste paper market, other waste paper users, waste paper landfill and electricity marginal technology.

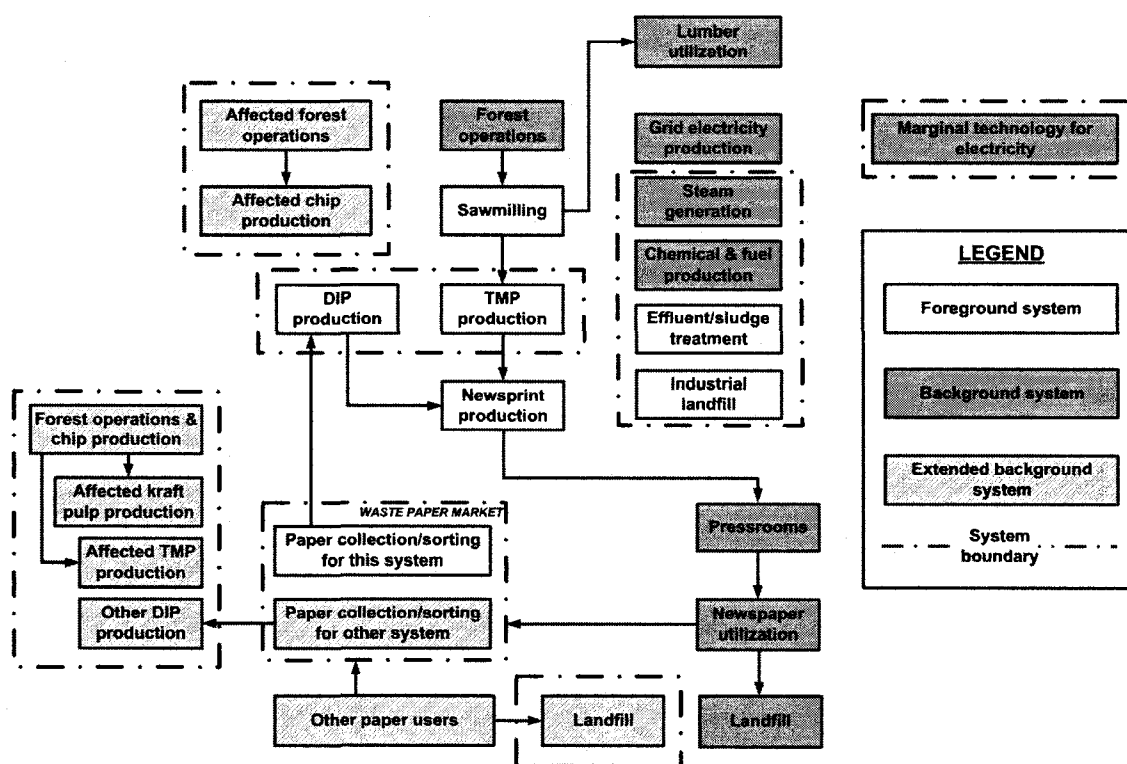


Fig. 3 System boundary for the CLCA approach

(c) **Main assumptions:** When extending the boundary to the indirect effects (extended background), it is necessary to identify what are the actual consequences of the process modifications. This task is complicated and uncertain. Assumptions regarding the consequences are presented in Table 3. Assumptions were made regarding how landfill activity is reduced or how less recycled paper is available for other systems as a consequence of increased consumption of recycled fibre. Ekvall and Weidema (Ekvall & Weidema 2004) proposed a methodology based on price elasticity in order to do so. Based on this approach, it is possible to calculate how the supply will be affected due to a change in the demand, or vice versa. In this study, default price elasticity was assumed, as proposed by Palmer (Palmer et al. 1997), which leads to the case where the increase of recycled fibre in the investigated system is fulfilled by the deviation of 62% from landfill and 38% from other usages. Also, it has been considered that the reduction of recycled pulp production in other systems due to an increase use of recycled paper in the investigated system is compensated by an increase in a mixture of virgin kraft and TMP pulp. This new consumption of virgin fibre results in increased forest operations and in an additional extracted material which will have to be disposed of ultimately. The final disposal is assumed to be landfill of waste paper with incineration of the biogas but without energy recovery. The implementation of the four process options also resulted in a decreased usage of wood chips, which are a by-product of sawmill operations. A decision was made regarding the alternative usage of these chips. It was assumed that the decreased use of chips in the studied system will lead to a decreased production of chips in other systems

and ultimately a reduction in forest operations. Therefore, less virgin material will be extracted and this material will not have to be disposed of at its end-of-life. Another consequence of implementing the process options is the reduction in electricity consumption. Using the procedure proposed by Weidema (Weidema et al. 1999), coal was identified as the marginal technology for electricity production. The alternatives also consume more wood waste than the base case. Wood waste is a by-product of other operations and is a constrained product. However, it has been assumed that large volumes of wood biomass are potentially available in the form of forest residues which are usually not recovered. Thus, it has been considered that additional wood waste required by the options comes from forest residues which previously remained on the forest floor. Finally, the reduction in natural gas consumption and the increased or decreased consumption of chemicals has been set to produce a proportional change in the production of those materials.

Table 3 Initial methodological choices regarding affected flow

Affected flow in the foreground system	Assumptions	Main affected background and extended background processes
Waste paper feedstock	Default estimates for demand and supply price elasticity : 38 % is deviated from other pulp and paper usages and has to be compensated by virgin pulp production (TMP and kraft), 62% is temporarily deviated from landfill.	Transportation of waste paper to the mill, DIP production, TMP and kraft pulp production, related virgin material extraction and final disposal of extracted material, sorting of waste paper.
Chips	Decreased use of chips in the investigated system result in a decrease production of chips in other systems.	Chip production, related virgin material extraction and final disposal of extracted material.
Wood wastes	Additional wood wastes are available from forest residues.	Transportation of wood waste to the mill.
Electricity	Marginal electricity technology is coal.	Marginal technology.
Natural gas	Supply is completely elastic: difference in consumption will result in the same difference in production.	Natural gas production.
Chemicals	Supply is completely elastic: difference in consumption will result in the same difference in production.	Chemical production.

2.4.2. LCI, LCIA and interpretation

Primary data was used to model the foreground system and generic data from the *Ecoinvent* database was used to model the background and extended background. Only differences in the processes included were calculated. The LCIA and interpretation were performed similar to the ALCA approach.

2.5. Comparing the two approaches

A systematic comparison of the two approaches was done in order to determine their benefits and limitations in the process design context. In order to do that, it was necessary to express the results of the two approaches in a comparable way. For this reason, the results from ALCA were calculated in a differential manner and expressed as a percentage change:

$$N_{ij}^{ALCA} = \frac{C_{ij}^{ALCA} - C_{BC,j}^{ALCA}}{C_{BC,j}^{ALCA}} \quad (1)$$

$$N_{ij}^{CLCA} = \frac{C_{ij}^{CLCA}}{C_{BC,j}^{ALCA}} \quad (2)$$

Where:

- N_{ij} : Normalized LCA result for the option i and impact category j;
- C_{ij} : Characterization result for the option i and impact category j;
- **ALCA**: ALCA approach;
- **CLCA**: CLCA approach;
- **BC**: Base case.

Equations (1) and (2) express the changes caused by the alternatives: equation (1) is limited to the changes in the cradle-to-gate system boundary whereas Equation (2) expresses the change in the whole technological system (in the limits of uncertainty). Since both equations express the change compared to the base case, the differential from the base case to itself has a zero value.

The two approaches were compared under three different points of view: effects of including indirect effects into the analysis, effects of the marginal technology and effects of the allocation procedure. Finally, implications for process design of the two approaches were investigated.

3. RESULTS

In order to better interpret the results, it is necessary to understand the uncertainty of the results. No systematical uncertainty analysis was performed for this case study. However, using an estimate of uncertainty on the mass balances as well as uncertainty ranges available from the database used, the options can be considered as different if they differ from more than 0.1 in the case of ALCA and 0.5 in the case of CLCA (normalized values), keeping in mind that some impact categories may be more uncertain than others.

3.1. Attributional LCA: cut-off allocation procedure

Using this approach to compare the environmental impacts of different process options, the following question is answered: "Given that it has been considered that newsprint production was responsible only for direct environmental impacts, what is its environmental footprint before and after the process modifications?". The results are presented at **Fig. 4**. In order to interpret the results, it is important that the significance of the results is considered to be a function of the difference with the original environmental impact affected to the newsprint production (normalization by the base case). The results shown at **Fig. 4** indicate that the four options have a beneficial effect on the newsprint production environmental profile for all impact categories. For some impact categories (OD, AC, EU, ECO, HHC, HHNC and HHP), it is difficult to differentiate between the alternatives because of the uncertainty.

Either data should be improved to reduce this uncertainty, or these impact categories should not be used for decision making regarding the selection of the best alternative. For other impact categories (GW and PS), options involving complete substitution of TMP pulp by DIP pulp (Options 2 and 3) are clearly superior to options involving only a partial substitution (Options 1 and 4). The main reason for this is the greater reduction of electricity consumption. Therefore, only three impact categories allow for decision making.

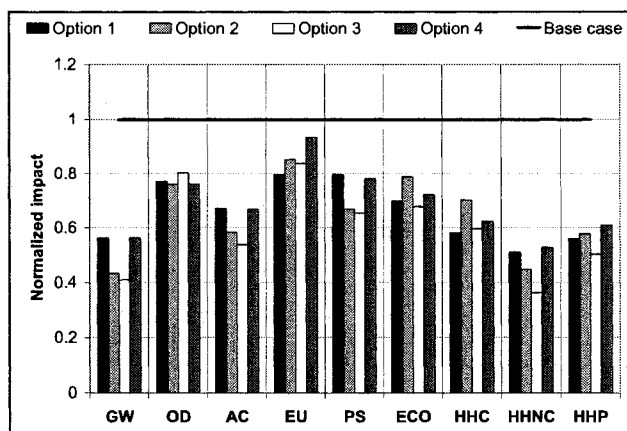


Fig. 4 Results from applying the ALCA approach, cut-off allocation

3.2. Attributional LCA: extraction-load allocation procedure

This approach asks the same question as the cut-off allocation procedure, however, it considers newsprint production responsible for more impacts in the fiber life cycle. It builds on the fact that all virgin material extracted will end up as waste and that final disposal is an inevitable consequence of raw material extraction to allocate the final disposal of fibre to the system where the virgin fibre is consumed. Each option (including the base case) consumed a different amount of virgin fibers and thus, is responsible for a different amount of final disposal. The results presented in Fig. 5 indicate that the implementation of all process options is beneficial for the environmental profile of newsprint production. Furthermore, more impact categories allow differentiating the options when compared to the cut-off allocation procedure.

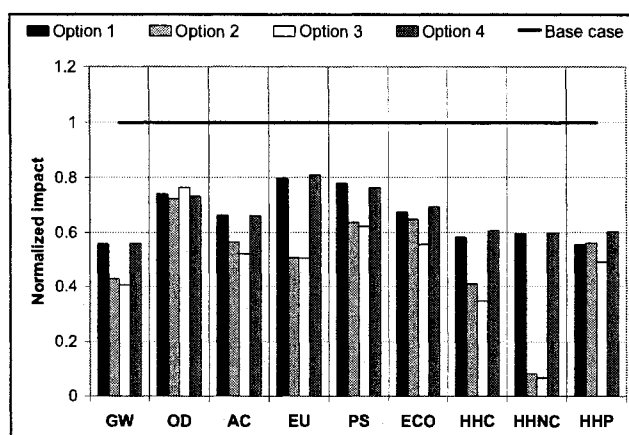


Fig. 5 Results from applying the ALCA approach, extraction-load allocation

3.3. Consequential LCA

This approach responds to a very different question regarding the comparison of process options. It compares the overall change (including the indirect effects or effects on the extended background system) in environmental impacts due to the implementation of process options. The environmental profile of newsprint production, or environmental consequences directly imputable to newsprint production, is not calculated. In Fig. 6, a negative result signifies an improvement. This figure shows that, given that two options are considered different if they differ from more than 0.5, all impact categories, except for ozone depletion (OD), are improved by all options. The deterioration in OD is not significant compared to the improvement in the other indicators. The CLCA approach indicates a clear distinction for options involving a complete replacement of the TMP by the DIP pulp.

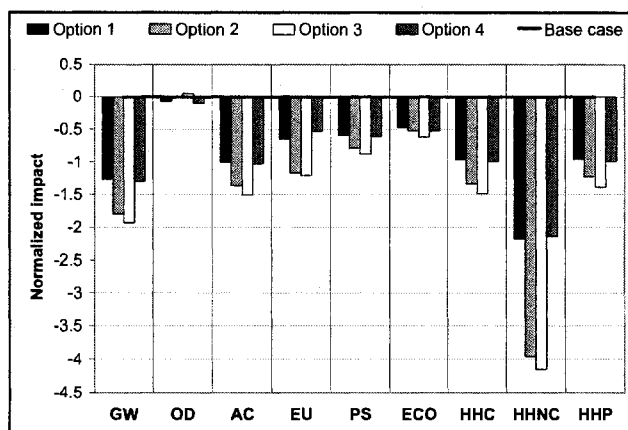


Fig. 6 Results from applying the CLCA approach

3.4. Effects of including indirect environmental consequences (extended background)

From this point on, all the results (including ALCA results) are expressed in their differential form (equations 1 and 2). In order to demonstrate the potential effect of including the indirect environmental consequences of implementing the options, the impacts of the foreground and background systems are compared with those of the extended background systems for the global warming and eutrophication indicators (see Fig 7. and Fig. 8). First, the GW indicator is an example where indirect effects can be significant compared to the direct effects.

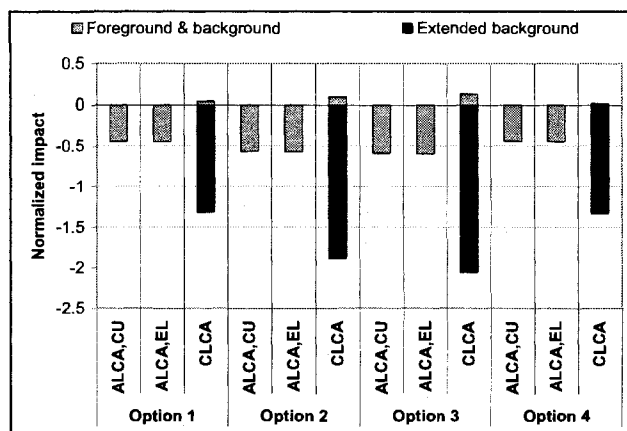


Fig. 7 Effect of the extended system (GW)

Second, the EU indicator is an example where indirect effects are in the opposite direction from other effects (i.e. a overall improvement in the life cycle but a deterioration in other systems). In this case, the increase of eutrophication in the background system is due to mills which would have to use more virgin fibre pulp to compensate for the lost in recycled paper. These two observations illustrate the importance of including the indirect effects for decision accounting for all potential impacts. In this case, the inclusion of those effects would not have changed the decision and, if we consider uncertainty becomes much less clear. However, in some cases, a change in the decision would happen.

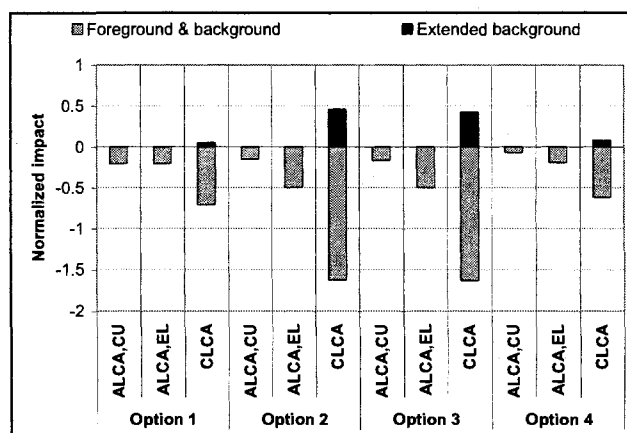


Fig. 8 Effect of the extended system (EU)

3.5. Effects of the marginal technology

Another distinction between ALCA and CLCA is the usage of the average and marginal technology. One example of this is the electricity production. In ALCA, the goal is to draw the environmental profile of the investigated system before and after implementing the process options. Since the electricity grid will only be marginally affected by a change in electrical consumption by the mill, its fuel mix is about the same and therefore the average mix is used. However, in CLCA, the goal is to describe the environmental consequences of implementing those options. For this reason, the marginal technology which will be actually affected by implementing the options has to be identified. In this case study, the marginal electricity production affected by a change in electricity consumption by the mill has been assumed to be electricity from coal combustion following a procedure proposed by Weidema (Weidema et al. 1999). The effect of using this technology rather than the average one for the acidification indicator is shown in Fig. 9. Benefits from a reduction in electricity consumption is much greater for CLCA than for ALCA because electricity from coal rather than a mix of coal, hydroelectricity and nuclear.

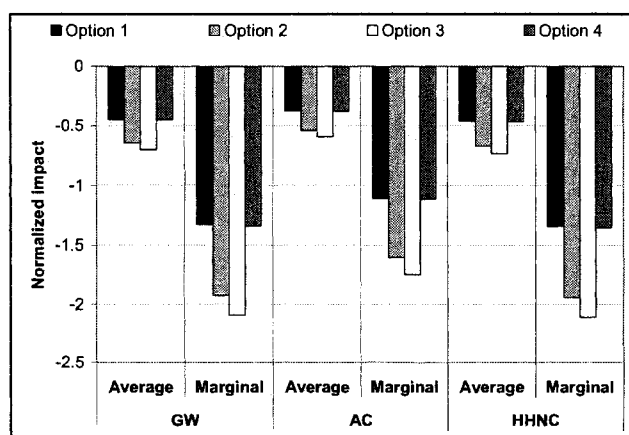


Fig. 9 Effect of the marginal technology

3.6. Effects of allocation

The last significant difference between ALCA and CLCA is that ALCA needs the selection of allocation procedures and that this choice depends on the perspective that is taken. The effect of using an allocation procedure rather than another one is shown in Fig. 10.

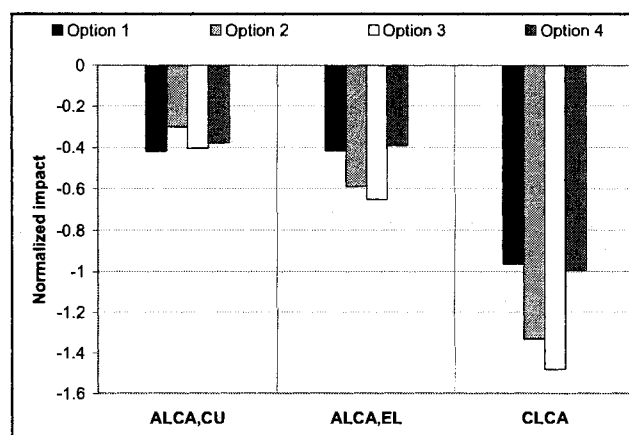


Fig. 10 Effect of allocation on the HHC indicator (CU: cut-off, EL: extraction-load)

This figure compares the results of CLCA with those obtained using the two allocation procedures (cut-off and extended load) studied for the human health cancer indicator. While CLCA describes the total environmental consequences caused by each option, ALCA tries to allocate a portion of these consequences to the investigated system. It can be seen that the choice of the allocation procedures can allocate a different amount of the total environmental consequences to the investigated system. In this

case study, the selection of one procedure over another will make the difference between the option being differentiable or not.

3.7. "Hot spots" identification

In the process design process, LCA could also be used to support alternative generation using hot-spot analysis by means of contribution analyses which, at this time, there is no method based on CLCA. Such analyses are presented at Fig. 11 and Fig. 12.

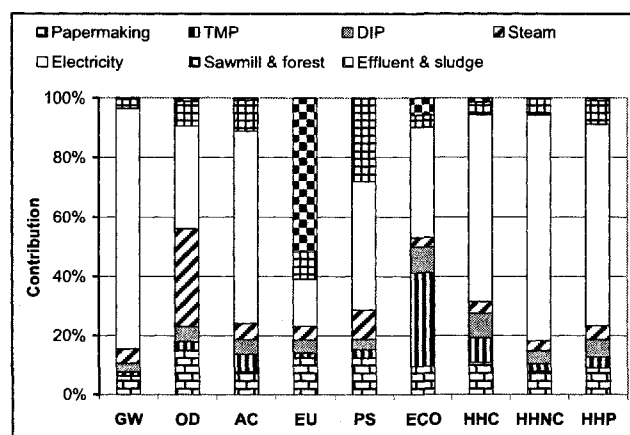


Fig. 11 Contribution analysis, cut-off allocation

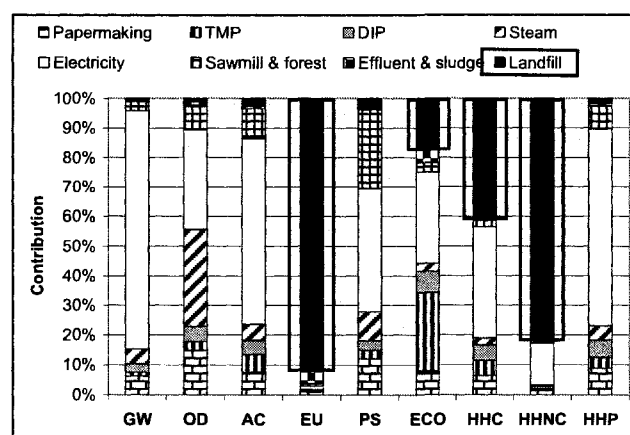


Fig. 12 Contribution analysis, extraction-load allocation

When using a cut-off allocation procedure (Fig. 11), it can be deduced that reducing electricity consumption will have a positive effect on the environmental profile of newsprint production. Despite the same can be concluded when using an extraction-load procedure (Fig. 12), this procedure allows to

identify an opportunity which would not have been identified using the cut-off procedure. Indeed, paper landfill (which results from virgin fiber extraction), is also an activity which has significant contribution to many impact categories. The newsprint producers can have a direct effect on the material which ends into the landfill by controlling the amount of virgin fibers it extracts from the environment. Hence, it can be concluded that the extraction-load allocation procedure better reflects the ability of the producers to improve. The main limitation of using ALCA to identify potential environmental improvement is that potential indirect effects are never considered in the assessment and thus, real opportunities are possibly not identified.

4. DISCUSSION

In the previous sections, it has been demonstrated that the usage of CLCA instead of ALCA for a pulp and paper process design application can lead to different results for several reasons: 1) it includes the indirect environmental consequences of implementing the options, 2) it attempts to model the technology which is actually affected instead of using an average and 3) it avoids the selection of an arbitrary allocation procedure. This illustrates that the cradle-to-gate which was generally used in the literature may not always be the best approach for assessing the environmental impacts of process options. In order to decide which option should be implemented (from an environmental standpoint), it is necessary to weight the relative importance of the different impact categories. In this study, no weighting is necessary because, if we consider only the impact categories for which it is possible to differentiate between the options, these vary in the same direction for the three approaches. Although CLCA gave more information about the indirect effects, it would not have changed the conclusions of the study.

On the other hand, the ALCA approach used in the literature as the advantage of allowing for identifying opportunities for improvement which is useful for defining process alternatives in process design application. Like mentioned earlier, the available methods does not allow for including potential indirect environmental consequences in the analysis. However, at this time, there is no methodology based on CLCA for hot-spot identification. A solution could be a combined usage of ALCA and CLCA.

5. CONCLUSIONS

In this paper, two LCA approaches, ALCA and CLCA, were compared in the case of a process design application, and more specifically for selecting the most environmentally preferable process option to reduce electricity consumption at a pulp and paper mill. While ALCA was used to assess the environmental profile of newsprint before and after implementing the process alternatives, CLCA aimed at comparing the environmental consequences of those alternatives. It was demonstrated that the indirect effects, which are assessed only when using CLCA, can be significant and in an opposite direction compared to the direct ones. Thus, their inclusion in the analysis can have an effect on the final decision. However, in this case study, it has been demonstrated that they will not change the decision. Furthermore, it has been demonstrated that taking two different and subjective perspectives to perform an allocation procedure in ALCA can affect the results. It was demonstrated that the extraction-load allocation procedure was better suited to this specific decision problem. CLCA allows revealing the indirect effects and does not depend on an allocation procedure. On the other hand, ALCA is still required to identify environmental opportunities, but it would be smart to complement it by CLCA. When using CLCA for decision-making, care must be taken regarding the large uncertainties regarding the modeling of the indirect environmental consequences. In conclusion, ALCA and CLCA should both

be used smartly for process design applications and there are many opportunities for development in this context.

6. RECOMMENDATIONS AND PERSPECTIVES

The combined usage of CLCA with ALCA is probably a very smart approach to process design applications. Indeed, in process design applications, alternatives can be numerous and it may not be very practical to define a complete attributional LCA for each of those. A very interesting feature of CLCA is that only the affected processes are modeled. However, since a broader scope of activities is covered, it may be difficult to find the data. On the other hand, modeling the environmental impacts of a base case using ALCA is a good basis for identifying opportunities for improvement and defining process design although the incorporation of some CLCA elements may be required to ensure that the best opportunities are identified. Another application for which CLCA can not be used is to benchmark the environmental profile of a given system in time. Finally, an important issue in using LCA for process design decision making is uncertainty. In ALCA, uncertainty is limited compared to CLCA because there is no need to estimate potential indirect environmental consequences which are very hard to estimate. Procedures based on market elasticity, such as the used for paper recycling, can help in this task but they are still very uncertain. Also, when assessing process design options, flows affected can be numerous and it may be difficult to handle them. There is a need for procedures to identify which flows to focus on when performing a CLCA analysis.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC).

REFERENCES

- Cornejo F, Janssen M, Gaudreault C, Samson R, Stuart PR (2005): Using Life Cycle Assessment (LCA) as a Tool to Enhance Environmental Impact Assessment (EIA). *Chemical Engineering Transactions* 7, 521-528
- Curran MA, Mann M, Norris G 2002: Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories. EPA/600/R-02/041, Cincinnati
- Das TK, Houtman C (2004): Evaluating chemical-, mechanical-, and bio-pulping processes and their sustainability characterization using life-cycle assessment. *Environmental Progress* 23, 347-357
- Dias A, Lopes E, Arroja L, Capela I, Pereria F (2002): Life cycle assessment of paper production from Eucalyptus globulus. Case study of the Portuguese industry. *Appita Journal* 55, 21-26
- Ekvall T, Tillman A-M (1997): Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2, 155-162
- Ekvall T (1999a): Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. *Journal of Cleaner Production* 7, 281-294
- Ekvall T 1999b: System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment - With Implications for Wastepaper Management, Chalmers University of Technology, Göteborg, 4 pp

- Ekvall T, Weidema BP (2004): System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 161-171
- Ekvall T, Andrae ASG (2006): Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 344-353
- Fu GZ, Chan AW, Minns DE (2005): Preliminary assessment of the environmental benefits of enzyme bleaching for pulp and paper making. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 136-142
- Gaudreault C, Samson R, Stuart PR (2007a): Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, part 2: LCA studies and opportunities for development. *Tappi Journal* 6, 3-10
- Gaudreault C, Samson R, Stuart PR (2007b): Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, Part I: Current practices and most promising avenues. *Tappi Journal* 6, 25-31
- Guinee JB, Heijungs R, Huppes G (2004): Economic allocation: Examples and derived decision tree. *International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 23-33
- International Organization for Standardization (2006a): Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO Standard ; 14040. International Organization for Standardization, Geneva, vi, 20 p. pp
- International Organization for Standardization (2006b): Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO Standard ; 14044. International Organization for Standardization, Geneva, vi, 48 p. pp
- Janssen M, Cornejo F, Stuart PR (2006): Techno-Economic Considerations for DIP Production Increase and Implementation of Cogeneration at an Integrated Newsprint Mill. *Pulp & Paper Canada* 107, 33-37
- Jungmeier G, Werner F, Jarnehammar A, Hohenthal C, Richter K (2002): Allocation in LCA of wood-based products - Experiences of Cost Action E9 Part I. Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 7, 290-294
- Lesage P, Ekvall T, Deschênes L, Samson R (2006a): Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models - Part 1: Methodological Approach. *International Journal of Life Cycle Assessment Online First*, 1-8
- Lesage P, Ekvall T, Deschênes L, Samson R (2006b): Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models - Part 2: Case Study. *International Journal of Life Cycle Assessment Online First*, 1-8
- Lopes E, Dias A, Arroja L, Capela I, Pereira F (2003): Application of life cycle assessment to the Portuguese pulp and paper industry. *Journal of Cleaner Production* 11, 51-59
- Munoz I, Rieradevall J, Torrades F, Peral J, Domenech X (2006): Environmental assessment of different advanced oxidation processes applied to a bleaching Kraft mill effluent. *Chemosphere* 62, 9-16
- Palmer K, Sigman H, Walls M (1997): The Cost of Reducing Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Economics and Management* 33, 128-150
- Rehnstrom C (2003): LCA of two chemical recovery processes in the pulp industry - A case study. *Nordic Pulp and Paper Research Journal* 18, 344-354

- Salazar Zarate ES 2004: Life cycle assessment (LCA) of newsprint production at an integrated mill. M.Sc.A. Thesis, Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), Canada
- Scheringer M, Halder D, Hungerbuhler K (2000): Comparing the environmental performance of fluorescent whitening agents with peroxide bleaching of mechanical pulp. *Journal of Industrial Ecology* 3, 77-85
- Tillman A-M (2000): Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20, 113-123
- Vizcarra A, Lo V, Bicho PA, Watson PA (1999): A cradle-to-gate life cycle assessment of straw pulp incorporation into telephone directory-grade paper. *TAPPI Journal* 82, 115-122
- Vogtlander JG, Brezet HC, Hendriks CF (2001): Allocation in recycling systems - An integrated model for the analyses of environmental impact and market value. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6, 344-355
- Weidema BP, Frees N, Nielsen A-M (1999): Marginal Production Technologies for Life Cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 48-56
- Yamada H, Daigo I, Matsuno Y, Adachi Y, Kondo Y (2006): Application of Markov chain model to calculate the average number of times of use of a material in society - An allocation methodology for open-loop recycling. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 354-360

F. IMPLICATIONS OF CHOICES AND INTERPRETATION IN LCA FOR MULTI-CRITERIA PROCESS DESIGN; PART I: METHODOLOGICAL ASPECTS

Caroline Gaudreault^{a,b}, Réjean Samson^b, Paul Stuart^{a,b*}

^aNSERC Chair in Environmental Design Engineering

*Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, C.P. 6079, succ. Centre-Ville,
Montréal (Québec), H3C 3A7*

^bInteruniversity Research Center for the Life Cycle of Products, Processes and Services

*Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. box 6079, Station Centre-
Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7*

* Tel.: 5143404711 ext. 4384; Fax: 5143405150, E-mail address: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

Retrofit process design can be seen as a multi-criteria decision-making (MCDM) problem aiming at selecting the best alternative for improving the performance of a chemical process. There is a growing consensus that environmental considerations, including the environmental impact associated with all life cycle stages of materials, should be integrated in chemical process design. Life cycle assessment (LCA) is a technique that allows quantification of those impacts. However, implementing this technique would increase the decision-making complexity and thus would necessitate systematic tools and methods. The analogy between LCA and MCDM has been recognized, but the systematic integration of LCA findings in the process design decision process is rarely discussed, and neither is the consideration of the multiple methodological choices and assumptions. This paper discusses the methodological aspect of the systematic consideration of LCA criteria for multi-criteria process design. Furthermore, a novel normalization method based on best available technologies is proposed for this application. The framework and the normalization method are demonstrated using a case study in Part II of this paper.

Keywords: life cycle assessment, multi-criteria decision-making, process design, methodological choices, normalization

1. INTRODUCTION

Retrofit process design consists of modifying/modernizing an existing process in order to improve its performance. For instance, reasons for retrofitting a process could be to use different feedstock, to improve product quality, to improve process economics by reducing the amount of energy or feedstock used, to reduce environmental impacts, etc. Retrofit process design aims at selecting the best alternatives from a set of feasible ones based on multiple criteria (usually economic and technical).

Nowadays, the consideration of environmental considerations in chemical process design is increasingly important and there is a growing consensus that all life cycle stages of materials, from resource extraction to end-of-life management, need to be considered [1]. Life Cycle Assessment (LCA) is a

technique addressing the environmental aspects and potential environmental impacts of a product, process, or service throughout its life cycle [2]. It has gained recognition as a tool that can provide environmental performance information to support decision-making in the design process. LCA methods usually integrate all known environmental problems.

Attempting to integrate multiple dimensions and, more specifically, a broad range of environmental considerations into process design decision-making highly increases complexity and thus necessitates systematic tools and methodologies such as those provided by the multi-criteria decision-making (MCDM) science. MCDM is an iterative process that can be summarized in four steps: 1) problem structuring, 2) evaluation of the alternatives' performance, 3) elicitation of decision-makers preferences, and 4) problem resolution. The first step consists of specifying the decision objectives and related attributes (indicator). The second step is to assess the performance of each alternative based on each attribute. Then, the preferences of the decision makers are elicited (normalization and weighting). Normalization is the expression of the decision-makers' preferences for different levels of a given attribute, while weighting addresses the relative importance of the attributes. Finally, alternatives are compared and sensitivity analyses are performed in order to identify the alternative that represents the best compromise between the different objectives. The next section discusses the joint utilization of LCA and MCDM in the context of process design.

1.1. Using LCA for multi-criteria process design

The analogy between the LCA and MCDM methodologies (see Table 1), as well as the description of LCA as a MCDM problem aiming at resolving the trade-offs between multiple environmental objectives has been discussed by several authors [3-8]. According to these authors, the benefits of using MCDM within LCA include a facilitated selection of relevant impact categories, a clearer distinction between objective and subjective elements of LCA, as well as guidelines for collaboration with different stakeholders. The integration of LCA within a broader decision-making problem is rarely discussed.

Table 1: Analogy between LCA and MCDM

MCDM element	Equivalent LCA element
Structuring the problem	Goal and scope definition
Definition of objectives	Selection of impact category
Specification of attributes	Selection of category indicator, selection of inventory indicator
Generation of alternatives	Generation of alternatives
Modeling the consequences of alternatives	Inventory and impact assessment (characterization)
Assessing the preferences	Impact assessment (normalization and weighting)
Definition of utility function	Normalization
Definition of weighting factors	Definition of weighting factors
Comparing the alternatives	Impact assessment (aggregation) and interpretation
Evaluation of alternatives	Aggregation
Sensitivity analysis	Interpretation

On the other hand, the integration of LCA considerations into multiple objectives process design is increasingly discussed in the literature [9-14]. More specifically, methodologies for balancing the LCA environmental criteria against traditional economic objectives have been proposed, but very few of them address the integration of LCA methodological choices and assumptions into the decision problem and their potential effect on the outcome. The importance of these choices and assumptions is discussed next.

1.2. Methodological choices in LCA

LCA methodology consists of four steps: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment, and interpretation. Methodological choices are encountered in each of those steps and include the selection of the functional unit, the system boundary, the allocation procedure, the characterization methods, as well as the normalization and weighting methods.

Functional unit definition is a source of methodological uncertainty. However, in LCA aimed at improving processes, the functional unit is often defined as a certain production level and the methodological uncertainty is low. Therefore, this will not be addressed directly in this paper. One of the LCA methodological choices which may have the most dramatic effect on the result is the establishment of relevant system boundaries and related allocation procedures. It was shown by some authors that the selection of an appropriate boundary is essential in revealing the difference between compared alternatives [15-18]. Some publications comparing the application of different life cycle impact assessment (LCIA) methods to the same case study are available in the literature [19-24]. Several conclusions can be drawn from these comparisons: 1) the different LCIA methods have different data needs [21], 2) the choice of the method should depend on its suitability for the project and on the frames of reference [19, 24], and 3) when significant differences are found between the methods, they are mainly related to local impact categories (e.g., human toxicity and ecotoxicity), highlighting the need for a method that finds common ground regarding the modeling of local impacts [21-23].

While the choice of the system boundary and of the characterization method will affect the results because of fundamental differences in modeling, the choice of a normalization reference aims at better interpretation of the results, which is critical if LCA is to be used for practical decision-making, such as for process design applications. Norris (2001) proposes the internal and the external approaches for normalization in LCIA. In the internal approach, the score of a particular category is divided by a function of the values obtained for the studied alternatives for that category (for instance, the base case or one of the alternatives). External approaches are generally linked with the contextual view in which the relative significance of results in different impact categories is assessed. External normalization allows the evaluation of the relative significance of a category's result to the global impact of a chosen referential. An example of an external normalization reference would be the total impact of a given region over a chosen time period. However, data to support this approach is not always available [25]. Moreover, for process design applications, it may be more useful to put the results in the context of what is really achievable. On the other hand, although distance-to-target is defined as a weighting method in the literature [26-28], some authors have argued that distance-to-target is not a weighting method but rather a normalization method [27, 28]. In addition, the methods used to set the targets are rarely transparent; targets vary from one country to another and they often relate to political issues rather than environmental ones. Only a few studies assessing the impact of the choice of a normalization method on the interpretation of results are available. Thus, there is a need to compare different normalization

methods for process design applications, including methods based on distance-to-target, but using targets established in a transparent way.

Weighting is another important interpretation parameter. Case studies aiming at comparing different weighting approaches are more available [29-34]. Different weighting methods usually lead to different results.

Also, in LCA, it is often necessary to make assumptions due to a lack of knowledge about the studied system behaviour. There is frequently information missing about relevant aspects of the studied system, about effects of a modification to the system on other systems, and about the modeled processes [35, 36]. Very few case studies assess the effect of these sources of uncertainty [37, 38].

In summary, while LCA is being increasingly recognized as an important tool for more sustainable process design, very few efforts were made in order to better understand the implications of methodological choices and assumptions inherent to LCA methodology on decision-making.

2. OBJECTIVES

The main aim of this paper is to discuss the methodological aspects associated with the systematic utilization of LCA decision criteria for multi-objective process design, including the methodological choices and assumptions inherent to the LCA methodology. In addition, the importance of normalization for interpreting the LCA results, and thus for providing better support for decision-making, will be discussed, and a novel approach suited for process design applications will be proposed.

3. METHODOLOGICAL ASPECTS OF USING LCA FOR MULTI-CRITERIA PROCESS DESIGN

3.1. Overview

A schematic representation of the utilization of the different LCA elements within a generic multi-criteria decision-making process is illustrated in Figure 1. The four MCDM steps presented in the introduction were slightly modified to better reflect the iterative nature of the process. Furthermore, the discussion will focus on using LCA for a process design decision problem.

The first MCDM step consists of structuring the problem. As mentioned previously, retrofit process design aims at selecting the best alternative for a given purpose, for instance improving process economics. In doing so, the entire spectrum of objectives, including environmental ones, that are to be achieved by implementing process modifications must be specified. Existing LCA impact methodologies can assist the task of identifying which environmental considerations are important for the decision-maker. It is then possible to generate a set of alternatives based on these objectives. The double arrow depicted in Figure 1 means that new objectives can arise from generating an alternative. The second step aims at evaluating how each alternative performs with respect to each criterion. The LCA-specific tasks related to this step are depicted in gray and are shown separately because the LCA study can be stand-alone. However, it is important to know the decision context in order for the LCA study to be well suited for the problem. The double arrow between Steps 1 and 2 reflects the fact that new alternatives can be identified by assessing the existing ones. LCA results can also yield information for this purpose. The

third step was added following a comparison with the typical MCDM methodology discussed in the introduction, in order to judge which indicators give useful information for decision-making. That is, once the alternatives are evaluated, it is possible to identify which indicators truly allow the decision-makers to distinguish between the different alternatives. Also, since the LCA study will potentially inform the decision-makers regarding which environmental impacts are significant or not, it has been integrated to the set of indicators that will be submitted to the decision-makers to be evaluated in terms of preference (Step 4). Finally, based on the decision-makers' preference, the most preferable alternative(s) will be selected. Sensitivity analyses will be performed to test the robustness of conclusions. Information from the evaluation of LCA methodological choices and assumptions that was performed in Step 2 can be reused at this point. The next paragraphs discuss each step in greater detail.

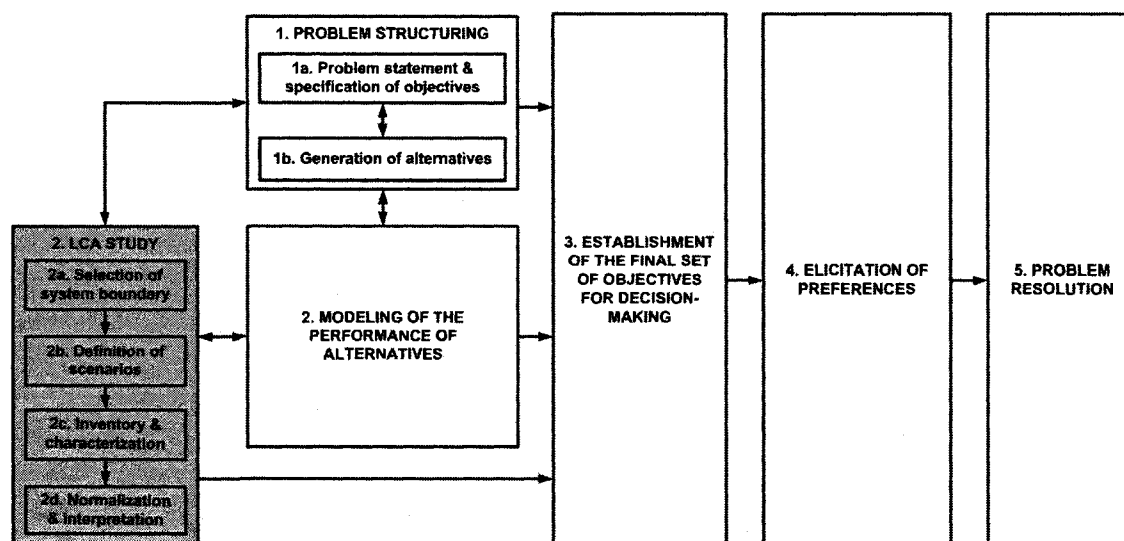


Figure 1: Integrating LCA elements into multi-criteria process design
(in gray: LCA-related elements)

3.2. Step 1: Problem structuring

3.2.1. Step 1a: Problem statement and specification of objectives

The first task of the decision-making problem consists of defining the objectives to be achieved with the decision, and the set of attributes to measure them. Existing LCA characterization methods are suitable for this undertaking because they are general enough to help the decision-makers define their environmental concerns. Characterization methods can be classified into two categories, depending on the type of indicators they use [39]: midpoint indicators (e.g., global warming, acidification, human toxicity) and endpoint indicators (e.g., human health and ecosystem quality). Midpoint indicators are less aggregated and thus easier to interpret. On the other hand, endpoint methods often aggregate midpoint indicators into fewer aggregated damage indicators, which may be more manageable for the decision-

making. These indicators are usually more meaningful to the public, but are also more uncertain. Since, at this point, the main objective of selecting indicators is to generate alternatives, more general endpoints can be used, unless a very specific reduction in a midpoint category is desired. However, some authors [3-8] have been critical of a one-to-one relationship between LCA impact categories and decision objectives. Indeed, in order to select the LCA indicators that are pertinent to the decision context, it is necessary to first assess how the alternatives perform on these indicators. For this reason, the final selection is presented after the evaluation of the alternatives' performance.

3.2.2. *Step 1b: Generation of alternatives*

Once the general objectives of the process design are defined, it is possible to generate a set of alternatives that respond to these objectives. The MCDM science proposed a variety of methods to perform this task, which will not be discussed in this paper. Also, LCA can be used to generate process alternatives by identifying the "hot spots" of an existing process [40], or by combining it with the previous techniques. For instance, the results from an LCA on the processes currently in place can be used to identify the main contributors to the different impact categories, and then to propose new alternatives. This is also outside the scope of this paper. Note that information obtained from the next step is also useful for enhancing the set of proposed alternatives.

3.3. Step 2: Modeling of the performance of alternatives

3.3.1. *Step 2a: Selection of a system boundary*

Two main approaches exist in the LCA literature for setting the system boundary [40, 41]. The first approach sets the boundary around the life cycle of the investigated system. Allocation rules are necessary when some processes within the life cycle are shared with other systems. Using this approach, process alternatives are evaluated by assessing how the flows within the specified boundary are affected by these.

The second approach aims at describing which environmental flows will change in response to possible modifications of the investigated system. Affected flows may be within the life cycle of this system, as well as in other systems. No allocation procedures are required since no attempt is made to attribute the environmental consequences to one system or another, but rather the overall repercussions of a modification are assessed. In this context, the subdivision of affected processes into two subsystems is useful. The *foreground system* consists of all processes for which measures can be taken concerning their selection or mode of operation, while the *background system* consists of all other modeled processes affected by modifications in the foreground system [41]. It was shown by some case studies [17, 18, 42] that selecting this approach when assessing different alternatives to modify an existing system can lead to a more complete depiction of the environmental consequences.

3.3.2. *Step 2b: Definition of scenarios*

As mentioned previously, knowledge of the studied system behaviour in response to modifications is often missing, especially if the system boundary is expanded to account for indirect effects in the background system. In these cases, modeling different scenarios may be required. For doing so, a three-step methodology is proposed: 1) identification of foreground flows affected by the process options, 2)

proposal for the most realistic scenario regarding potential effects on the background system flows, and 3) establishment of alternative scenarios when required.

First, all flows in the foreground system that are affected by the proposed alternatives should be identified. Change in elementary flows can be modeled directly, while change in intermediary flows may have repercussions on the background system to be investigated. A primary assumption has to be made in an attempt to best represent reality, based on experience and the available literature. The most obvious assumption is that the supply of a resource to the investigated system will be completely elastic (production will vary in the same direction as the change in consumption). However, this assumption may not be very realistic. In the case where it is more probable that the supply is not completely elastic, other affected markets must be identified. For instance, for the case of an increase in recycled paper usage in a given system, if it is considered that supply is completely elastic, all the additional paper consumed will result in an equivalent deviation of waste paper from landfill. However, it is more realistic that supply will only be partially elastic, or even completely inelastic, causing a competition for recycled paper. In this case, the competitors must be identified and the ways in which they are affected must be assessed. Then, it is necessary to model alternative scenarios for flows with high uncertainty regarding the initial assumption, and/or those for which even low uncertainty can cause a very different result. There are problems inherent in assessing the potential effect of several assumptions without analyzing them all, and yet analyzing all the possible assumptions for all the affected flows is not practical. Literature and experience can be used to specify those assumptions.

3.3.3. *Step 2c: Inventory and characterization*

Once the system boundary is specified and the scenarios defined, it is possible to compile the inventory and to characterize the environmental impacts associated with each alternative. To do that, a characterization method must be selected. In order for the impact information to be useful for decision-making, it must satisfy two criteria. First, it should cover all the decision-makers' concerns. Second, it should allow them to distinguish between alternatives. At this point, it is recommended that several characterization methods be compared so that the most relevant one can be selected.

3.3.4. *Step 2d: Normalization*

It is important that the selected normalization method reflect the decision-makers' concerns. On one hand, internal normalization references express the significance of impact results in comparison with one the alternatives or with a base case. Using this approach, no external information will be brought to the decision-making process. On the other hand, external normalization assesses the significance of the impacts based on how an external reference performs. However, information regarding external references is not always readily available and the information given is not necessarily the best suited for process design applications. For this reason, it is suggested that the results be compared to a target. When designing and upgrading a process, it is possible to compare the results to the ones which would be obtained by implementing the best available technologies (BAT). This method involves the creation of a "fake" alternative based on implementation of the BAT. This alternative can then be used as a normalization reference. However, using this alternative directly as a relative reference could result in distortion for some impacts if division by very small numbers occurs. For this reason, it is recommended to use the relative distance to this target as a reference (Equation 1 where i is impact category, j the alternative, I the characterization result, BAT the BAT mill, BC the BC mill, and N the normalized

score). This reference has the benefit of expressing the alternatives' results in terms of how far they are from the target, in addition to comparing their distance to the initial performance of the system. Using this approach, the greater the potential improvement, the more significant the impact.

$$N_{i,j} = \frac{\Delta I_{i,j} - \Delta I_{i,BAT}}{I_{i,BC}} \quad (1)$$

3.4. Step 3: Establishment of the final set of objectives for decision-making

As a first step, the decision-makers' general concerns were used to generate the alternatives. At this point, it is important to select the indicators that will help to identify which of the proposed alternatives represents the best compromise. In this context, Roy [43] introduces the notion of coherent family of criteria (indicators). To be useful for decision-making, a coherent family of criteria must be exhaustive (complete) and non redundant [7, 43, 44]. To this set of characteristics, Keeney and Raiffa [45] add minimalism in order to ensure that the decision problem is manageable. In step 2c, characterization methods were compared in order to select the one which provides the most information. At this stage, it must be verified whether the set of indicators is complete, non redundant, and minimal. Missing information may be obtained from other sources. For instance, water may be of great concern but not be covered by the selected characterization method. In this case, inventory data could be used. Redundant indicators must not be used. Moreover, the set of indicators should be streamlined to a minimal number by eliminating those that do not vary significantly amongst the alternatives and thus, do not allow distinguishing between them.

3.5. Step 4: Elicitation of preferences

Elicitation of preferences can be described by three main steps: selection of an appropriate MCDM method, normalization, and weighting. First, MCDM techniques must be selected. Guidelines to select between existing methods are available [46]. These guide the decision-makers in selecting a MCDM method based on the type of information to be integrated in the decision problem (cardinal, ordinal, mixed), the nature of the information (deterministic, non-deterministic, mixed) and the decision problematic (choice, ranking, description, ranking, other). The usage of LCA information within the decision problem does not really restrict the selection of a method, except that the chosen method should be able to handle cardinal information.

Once the method is selected, the preferences can be elucidated. First, the decision-makers should assess their preferences for different levels of the same indicator (intra-criterion evaluation, normalization). Whereas in LCA, normalization mainly aims to relate the magnitude of the impacts in the different impact categories to reference values in order to assess their significance, in decision analysis, the purpose is to convert the different scales of the attributes to the same range. Normalization in LCA also reaches this later objective. However, the preference of the decision-maker for different scales of a given impact category is not directly assessed, but rather inherent to the method and assumed to be linear. Then, the relative importance of different indicators is evaluated (weighting) in order to aggregate the total performance of each alternative. Note that some methods do not involve any direct normalization nor weighting in order to select alternatives.

In LCA, weighting is optional [2]. Some authors even suggest avoiding the weighting step because the results present technical, practical, and socio-political uncertainties [30]. Sensitivity analyses can be used to determine whether weighting is necessary to arrive at a decision [47]. If a conclusion cannot be drawn from applying the sensitivity analyses, weighting is necessary. LCA has its own methods for weighting, including distance-to-target, using a proxy, or a panel of experts. None of them has gained consensus [28]. The panel is the only one that is consistent with MCDM, because it truly allows different individuals to express their values regarding the problem. It is also the only one which can be used directly in conjunction with other types of indicators.

3.6. Step 5: Problem resolution

The last step of the decision-making process is to perform a final comparison of the alternatives in order to decide which one is the most preferable. This step corresponds to the life cycle interpretation step of LCA. At this point, the robustness of the selection should be tested through sensitivity analysis and, if possible, uncertainty analysis.

4. DISCUSSION

The usefulness of LCA for decision-making has been recognized. LCA is a well framed and systematic methodology with transparency requirements. Furthermore, it allows for an environmental analysis of different process design alternatives based on most known environmental problems. LCA also expands the scope of the assessment to encompass direct and indirect effects outside the fences of the facility where process modifications are implemented, yielding a broader view of the environmental consequences of the decision to be made.

However, while the available literature is focused on making the analogy between LCA and MCDM methodological elements [3-8], this paper shows that it is more valuable to assess how LCA can be integrated into a more global decision-making process. The proposed method does not encourage a one-to-one relationship between these elements, but rather uses LCA studies as an input to the process. Indeed, since it is necessary to know how the proposed alternatives perform on different LCA indicators to identify which ones are relevant for decision-making, the relation between impact categories and decision objectives cannot be made directly. Instead, it is more useful to assess a broad range of environmental indicators and then to select the most pertinent ones as decision criteria. On the other hand, the analogy between inventory and impact assessment in LCA and evaluating the performance of alternatives in MCDM is more straightforward. Although some authors have established a more or less direct relationship between LCA and MCDM normalizations, it is important to recognize their inherent differences [3, 7, 8]. In the proposed framework, LCA normalization aims at assessing the significance of impact categories to decide which ones to include in the set of decision criteria. It does not assess the preference of the decision-makers regarding two different levels of the same indicator, which is the case in MCDM normalization. Finally, it was noted that classical LCA weighting methodologies (except for the panel of experts) are not suited for MCDM because they do not assess the values of the decision-makers regarding the relative importance of the different impact categories.

No recommendations were made regarding which MCDM techniques should be used for normalization and weighting. Indeed, the existence of a broad range of these makes the choice of a specific one quite difficult [46]. Moreover, the usage of LCA within the process does not really constrain the number of

available methods. These also depend on the decision-makers' familiarity with particular methods. However, to be useful for process design, the selected technique should be highly transparent in order for the results to be communicated to the different stakeholders. The approach should be systematic and should allow for a clear distinction between objective and subjective elements. It should be simple in order to be used for multiple applications, and should also be able to handle a wide variety of criteria (economic, environmental, technical, social, etc.). In process design, the information is usually quantitative. Nevertheless, it could happen that qualitative information needs to be considered in the decision-making process. In such cases, the chosen method needs to be able to handle that information. The consideration of uncertainty and the facility of performing sensitivity analyses are also very important. The investigation of these aspects was not the purpose of this paper, yet there is clearly a need for more research regarding which MCDM methods are best suited for sustainable process design applications.

Furthermore, although the potentially drastic effect of LCA methodological choices and assumptions on conclusions has been discussed by many authors, it was rarely in context of their global relevance for a specific decision problem such as process design. The framework presented in this paper allows for this. Furthermore, in LCA, normalization is an important interpretation which is often neglected. The benefits of external normalization are recognized but data is not always readily available [25]. For these reasons, a normalization approach based on best available technologies was proposed. This method has the advantage of expressing the results in terms of what could be realistically achieved technically and economically. However, to assess how the information obtained from this normalization can be used for decision-making, and how it compares with information from classical external normalization methods, a quantitative case study would be useful.

5. CONCLUSION

Although efforts have been made to describe the analogy between MCDM and LCA, this paper demonstrated that such a one-to-one analogy is not necessarily the best way to extract relevant information for decision-making based on LCA studies. A systematic framework for integrating LCA findings into a broader MCDM problem was proposed, and, more specifically, its application to retrofit process design was discussed. Methodological choices, such as the selection of the system boundary, were discussed in the context of their importance for decision-making. The establishment of a relevant set of environmental criteria based on LCA was demonstrated. A global definition of a target based on BAT was also proposed for objective normalization. This method allows for a description of the significance of impact categories in relation to what is technically and economically feasible. Finally, in order to illustrate the application of the proposed framework, as well as the benefits of the new normalization approach, a quantitative case study will be presented in Part II of this paper. The case study aims at selecting the best alternative for implementing de-inked pulp production and cogeneration at an integrated newsprint mill.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The authors also wish to acknowledge Pascal Lesage from Sylvatica for his support.

REFERENCES

- [1] Basson L, Petrie J. A critical systems approach to decision support for process engineering. *Computers & Chemical Engineering* 2007; 31(8):876-88.
- [2] International Organization for Standardization. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [3] Benoit V, Rousseaux P. Aid for Aggregating the Impacts in Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8(2):74-82.
- [4] Hertwich EG, Hammitt JK. A decision-analytic framework for impact assessment - Part I: LCA and decision analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(1):5-12.
- [5] Miettinen P, Hamalainen RP. How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research* 1997; 102(2):279-94.
- [6] Hertwich EG, Hammitt JK. A decision-analytic framework for impact assessment - part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(5):265-72.
- [7] Chevalier J, Rousseaux P. Classification in LCA: Building a Coherent Family of Criteria. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999; 4(6):352-56.
- [8] Seppälä J, Basson L, Norris GA. Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 2000; 5(45-68):
- [9] Wen Y, Shonnard DR. Environmental and economic assessments of heat exchanger networks for optimum minimum approach temperature. *Computers and Chemical Engineering* 2003; 27(11):1577-90.
- [10] Azapagic A, Millington A, Collett A. A methodology for integrating sustainability considerations into process design. *Chemical Engineering Research and Design* 2006; 84(6 A):439-52.
- [11] Stefanis SK, Livingston AG, Pistikopoulos EN. Minimizing the environmental impact of process Plants: A process systems methodology. *Computers & Chemical Engineering* 1995; 19(Supplement 1):39-44.
- [12] Stefanis SK, Livingston AG, Pistikopoulos EN. Environmental impact considerations in the optimal design and scheduling of batch processes. *Computers & Chemical Engineering* 1997; 21(10):1073-94.
- [13] Hugo A, Ciumei C, Buxton A, Pistikopoulos EN. Environmental impact minimization through material substitution: a multi-objective optimization approach. *Green Chemistry* 2004; 6(8):407-17.
- [14] Hugo A, Pistikopoulos EN. Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks. *Journal of Cleaner Production* 2005; 13(15):1428-48.
- [15] Villanueva A, Wenzel H. Paper waste - Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Management* 2007; 27(8):S29-S46.
- [16] Malca J, Freire F. Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bio-ethyl tertiary butyl ether (bioETBE): Assessing the implications of allocation. *Energy* 2006; 31(15):3362-80.
- [17] Lesage P, Ekvall T, Deschênes L, Samson R. Environmental Assessment of Brownfield Rehabilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models - Part 2: Case Study. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006; Online First(1-8).
- [18] Ekvall T, Andrae ASG. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006; 11(5):344-53.

- [19] Pant R, Van Hoof G, Schowanek D, Feijtel TCJ, de Koning A, Hauschild M, Pennington DW, Olsen SI, Rosenbaum R. Comparison between three different LCIA methods for aquatic ecotoxicity and a product environmental risk assessment - Insights from a detergent case study within OMNIITOX. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2004; 9(5):295-306.
- [20] Baumann H, Rydberg T. Life cycle assessment a comparison of three methods for impact analysis and evaluation. *Journal of Cleaner Production* 1994; 2(1):13-20.
- [21] Brent AC, Hietkamp S. Comparative evaluation of life cycle impact assessment methods with a South African case study. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8(1):27-38.
- [22] Dreyer LC, Niemann AL, Hauschild MZ. Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99 - Does it matter which one you choose? *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8(4):191-200.
- [23] Schulze C, Jodicke A, Scheringer M, Margni M, Jolliet O, Hungerbühler K, Matthies M. Comparison of different life-cycle impact assessment methods for aquatic ecotoxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2001; 20(9):2122-32.
- [24] Norris GA. The requirement for congruence in normalization. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(2):85-88.
- [25] Weiss M, Patel M, Heilmeier H, Bringezu S. Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resources, Conservation and Recycling* 2007; 50(3):260-81.
- [26] Seppälä J, Hamalainen RP. On the meaning of the distance-to-target weighing method and normalisation in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(4):211-18.
- [27] Finnveden G. A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment. 1999.
- [28] Barzaga-Castellanos L, Neufert R, Markert B. Life cycle assessment for the implementation of emission control measures for the freight traffic with heavy duty vehicles in Germany - Phase 2: Life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(5):285-92.
- [29] Schmidt WP, Sullivan J. Weighting in life cycle assessments in a global context. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2002; 7(1):5-10.
- [30] Bengtsson M, Steen B. Weighting in LCA - approaches and applications. *Environmental Progress* 2000; 19(2):101-09.
- [31] Daniel SE, Tsoulfas GT, Pappis CP, Rachaniotis NP. Aggregating and evaluating the results of different Environmental Impact Assessment methods. *Ecological Indicators* 2004; 4(2):125-38.
- [32] Khoo HH, Tan RBH. Life cycle evaluation of CO₂ recovery and mineral sequestration alternatives. *Environmental Progress* 2006; 25(3):208-17.
- [33] Reich MC. Economic assessment of municipal waste management systems - case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *Journal of Cleaner Production* 2005; 13(3):253-63.
- [34] Bjorklund AE. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2002; 7(2):64-72.
- [35] Spielmann M, Scholz RW, Tietje O, de Haan P. Scenario modelling in prospective LCA of transport systems - Application of formative scenario analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2005; 10(5):325-35.

- [36] Huijbregts MAJ, Gilijamse W, Ragas AMJ, Reijnders L. Evaluating uncertainty in environmental life-cycle assessment. A case study comparing two insulation options for a Dutch one-family dwelling. *Environmental Science & Technology* 2003; 37(11):2600-08.
- [37] von Bahr B, Steen B. Reducing epistemological uncertainty in life cycle inventory. *Journal of Cleaner Production* 2004; 12(4):369-88.
- [38] Bare JC, Hofstetter P, Pennington DW, Udo de Haes HA. Midpoints vs. Endpoints: The Sacrifices and Benefits. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2000; 5(6):319-26.
- [39] Salazar Zarate ES. Life cycle assessment (LCA) of newsprint production at an integrated mill. 2004.
- [40] Ekvall T, Weidema BP. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2004; 9(3):161-71.
- [41] Tillman A-M. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 2000; 20(1):113-23.
- [42] Gaudreault C, Samson R, Bisson J, Stuart PR. Energy Decision Making in a Pulp and Paper Mill: Selection of LCA System Boundary. Submitted to *Journal of Cleaner Production* 2008;
- [43] Roy B, Bouyssou D. Aide Multicritère à la Décision: Méthodes et Cas. Paris: Economica, 1993.
- [44] Roy B. Méthodologie Multicritère d'Aide à la Décision. Paris: 1985.
- [45] Keeney RL, Raiffa H. Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-Offs. New-York: 1993.
- [46] Guitouni A, Martel J-M. Tentative guidelines to help choosing an appropriate MCDA method. *European Journal of Operational Research* 1998; 109(2):501-21.
- [47] Lundie S, Huppes G. Environmental Assessment of Products - The Range of Societal Preferences Method. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999; 4(1):7-15.

G. IMPLICATIONS OF CHOICES AND INTERPRETATION IN LCA FOR MULTI-CRITERIA PROCESS DESIGN; PART II: IMPLEMENTING DE-INKED PULP CAPACITY AND COGENERATION AT A PAPER MILL

Caroline Gaudreault^{a,b}, Réjean Samson^b, Jacinthe Bisson^a, Paul Stuart^{a,b*}

^aNSERC Chair in Environmental Design Engineering

Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, C.P. 6079, succ. Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7

^bInteruniversity Research Center for the Life Cycle of Products, Processes and Services

Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, P.O. box 6079, Station Centre-Ville, Montréal (Québec), H3C 3A7

Tel.: 5143404711 ext. 4384; Fax: 5143405150, *E-mail address:* paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

In Part I of this paper, the methodological aspects of using LCA for broad retrofit process design problems were discussed. In this part, these aspects are illustrated using a pulp and paper case study. Indeed, existing literature on using LCA for process design applications in this field showed that little effort has been placed on assessing the implications of LCA methodological choices and assumptions. The usefulness of LCA within a well structured decision process, the importance of interpretation, and the necessity of a participative approach are discussed here. Finally, the novel normalization method based on the potential benefits of implementing the best available technologies proposed in Part I is illustrated.

Keywords: life cycle assessment, multi-criteria decision-making, process design, methodological choices, normalization, paper mill

1. INTRODUCTION

In Part I of this paper, a framework to investigate the integration of LCA choices and results in multi-criteria process design as well as a new normalization method specific to this kind of application were presented. This part underlined the importance of case studies to concretize the proposed methodologies. A recent survey of utilizations of LCA in the pulp and paper industry [1, 2] showed that retrofit process design aiming at comparing different options was an important application. Examples of LCA application for process selection include the comparison of alternatives concerning pulping processes [3-5], bleaching processes [6-8], energy strategies [5, 9], effluent treatment [5, 10], and chemical recovery [11]. None of these case studies assessed the potential environmental effect on other systems of implementing the different options. Hence, it was not necessary to test different assumptions regarding the affected systems. None of these case studies compared different characterization methods for decision-making. In most of the cases, normalization and weighting were not performed. As a consequence, it was only possible to discuss the performance of each option for the individual impact categories, but not to discuss the significance of the differences between the options, or to make a final

decision when trade-offs existed. Two case studies [6, 11] used normalization with European emissions levels and pre-established weighting factors (the first one used distance to European targets and the second one used weights established with a Swiss panel attempting to represent European values). By using country or continental emissions levels, it is assumed that the more the studied system contributes to the total emissions, the more significant it is. This measure of significance is not specific to the studied system and does not reflect the real environmental improvements that can be achieved. Weighting using a national/continental distance-to-target approach, the method used in the first case study [6], assumes that the farther a country is from its target, the more important an impact category is. However, some decision-makers may be more concerned with a small distance-to-target than a large one. The panel approach used in the second case study about chemical recovery options [11] compared four perspectives in an attempt to represent European values. This study showed that, depending on the perspective taken, the decision made regarding which chemical recovery system is the best differs, illustrating the importance of weighting for decision-making. This kind of approach for weighting evaluates process options in terms of their superiority given national values for environmental impacts, but never assesses the values of the decision-makers. All of these problems related to normalization demonstrate the need to apply a framework such as the one presented in Part I of this paper.

2. OBJECTIVES

The main aim of this paper is to demonstrate the framework and the novel normalization approach presented in Part I of this paper using a real quantitative case study. The selected case study deals with implementing de-inked pulp capacity and cogeneration at an integrated newsprint mill. Benefits and limitations will be discussed.

3. METHODOLOGY

3.1. Case study presentation

The system under investigation consists of an integrated newsprint mill located in Ontario (Canada). The paper is produced from thermomechanical pulp (TMP) at 81% and from de-inked pulp (DIP) at 19%. The virgin pulp is produced from wood chips supplied by sawmills (by-product of log production) in the vicinity. Recycled paper is transported from urban locations as well as from smaller communities near the mill location. Although the mill already respects all emission standards fixed by the federal government, it would benefit from optimization and an increase in the overall energy efficiency of the operations. Four process alternatives were investigated in order to increase the cogenerated electricity (from 2.5% up to 95%) and the recycled fiber content of newsprint (from 20% to 50% or 100%). These alternatives are combinations of three increased recycled fiber content scenarios and two cogeneration scenarios as presented in Table 1.

Table 1: Description of process alternatives

Option	Fiber consumption		Power consumption		Other important features of options
	TMP	DIP	Cogen	Purchased power	
Base case	80%	20%	3%	97%	N/A
Option 1	50%	50%	60%	40%	<ul style="list-style-type: none"> – Additional DIP production through new equipment only: less recycled fiber required for the same amount of pulp, less sludge – Cogeneration using mainly wood wastes
Option 2	0%	100%	78%	23%	<ul style="list-style-type: none"> – Additional DIP production through new equipment only, less recycled fiber required for the same amount of pulp, less sludge – Cogeneration using mainly wood wastes
Option 3	0%	100%	95%	5%	Similar to option 2 except that cogeneration is mainly based on natural gas
Option 4	50%	50%	59%	41%	Similar to option 1 except that DIP is made with old equipment only

3.2. Application of the proposed framework to the case study

The methodology consists in applying the framework proposed in Part I of this paper. The main steps are presented in Table 2. Details will be discussed in the results section. More information regarding the normalization method will be provided in the next section.

Table 2: Application of the proposed framework to the case study

Framework step	Description
1. Problem structuring	
1a) Problem statement and specification of objectives	The problem consists of finding the alternative that represents the best environmental trade-off given a set of relevant LCA indicators.
1b) Generation of alternatives	Alternatives are given and are presented in Table 1.
2. Modeling the performance of alternatives	
2a) Selection of system boundary	System boundary will be expanded in order to account for any indirect environmental consequences.
2b) Definition of scenarios	Scenarios will be defined for chips, recycled paper, and electricity flows.
2c) Inventory and characterization	Primary data are collected for the foreground system and the <i>ecoinvent</i> is used to model the background system. Calculations are performed using SimaPro. <i>LUCAS</i> , <i>TRACI</i> and <i>IMPACT 2002+</i> methods are compared.
2d) Normalization	The proposed normalization approach is compared with other internal and external normalization approaches (base case, best option, U.S. normalization factors).
3. Establishment of the final set of objectives for decision-making	Based on the previous results, a final set of LCA indicators will be proposed.
4. Elicitation of preferences	This step is not performed. Sensitivity analyses on weighting factors are applied.
5. Problem resolution	Results are aggregated using LCA normalization and a range of weighting factors.

4. DEFINITION OF THE BAT MILL

The proposed normalization approach involves the definition of a virtual alternative which will serve as a benchmark. This virtual alternative is based on best available technologies (BAT). The European Commission gives guidelines for BAT in the pulp and paper industry [12]. Those guidelines, as well as other sources of information [13, 14], were used to define the BAT mill used in this case study for normalization. Since the document offers data for individual processes only (i.e., paper production from TMP or from DIP), a decision has to be made regarding which kind of mill to model as the BAT. Based on previous results for the same case study [15, 16], the 100% DIP mill was selected as the basis to define the BAT. Using the European Commission recommendations for BAT for integrated newsprint mills using recycled fibres, the following characteristics were considered to establish the BAT mill: 100% high yield DIP process, on-site cogeneration of electricity from wood wastes and use of efficient back-pressure turbines, sale of extra power to the grid, incineration of process sludge, optimization of water circuits, steam boilers equipped with low NO_x and low sulfur technologies, landfilling of ashes.

The European Commission [12] recommends landspreading or reuse of ashes in building materials for disposing of ashes. Landspreading is often prohibited by law and incorporating the ashes into building materials represents a large uncertainty from an LCA standpoint. For these reasons, landfilling is considered. The transportation profile is considered the same as for the base case mill.

5. RESULTS

5.1. Step 1: Problem structuring

As mentioned in Table 2, the problem consists of finding the alternative which represents the best environmental trade-off given a set of relevant indicators. No specific characterization method is selected at this point, although some will be compared later on. Generating the alternatives is outside the scope of this paper. More information regarding this task can be found elsewhere [17]. These were presented in Table 1.

5.2. Step 2: Modeling the performance of alternatives

5.2.1. Step 2a: Selection of the system boundary

Selecting the system boundaries can be an important source of uncertainty and thus, this task should be performed carefully. As discussed in the first part of this paper, two approaches can be taken regarding system boundary selection. While the first approach sets the boundary around the life cycle of the investigated system, the second one expands the boundary to account for any change due to the implementation of alternatives. The latter is differential, meaning that processes that do not change are excluded. The two approaches were compared for this specific case study and the results are presented elsewhere [15]. It was demonstrated that the indirect effects (background system), which are assessed only when expanding the boundary, can be very significant and thus, should not be excluded from the analysis. The two approaches will be used in this study: the first one to serve as a benchmarking reference and the second one to assess the whole range of environmental consequences associated with each of the alternatives, including the BAT mill.

The two different system boundaries employed in this case study are depicted in Figure 1. The first one, which is used as a comparison reference, represents the cradle-to-gate life cycle of newsprint production. First, it should be mentioned that the newsprint end-of-life is excluded from the analysis because the modifications to the process only are investigated, and those are not expected to have an effect to the end-of-life of the studied product. The foreground system includes all manufacturing and supporting activities that are required to produce newsprint (thermomechanical and de-inking pulping processes, papermaking, on-site steam/power production, effluent treatment, and on-site landfilling of process wastes). Other background activities are also necessary to produce newsprint. First, the TMP production uses wood chips that are the by-product from sawmilling (the main product being lumber). Thus, it is necessary to decide how to split the environmental burdens from the sawmilling operations, including the forest operations and other forms of resource consumption, between the lumber and the wood chips. A mass-based allocation procedure is used. The process also consumes recycled paper. Considering open-loop recycling is a complex issue in LCA. In this study, a simple cut-off allocation method is selected. This method makes the assumption that each product in the fibre life cycle is only responsible for the environmental impacts that it directly causes. Using this approach, recycled material used in the

investigated system does not carry forward its virgin material production burdens. This method it is the simplest to apply, and furthermore, allocation is not a focus of this paper. Finally, all other upstream processes, such as chemical and fuel production as well as electricity generation, are also included within this boundary.

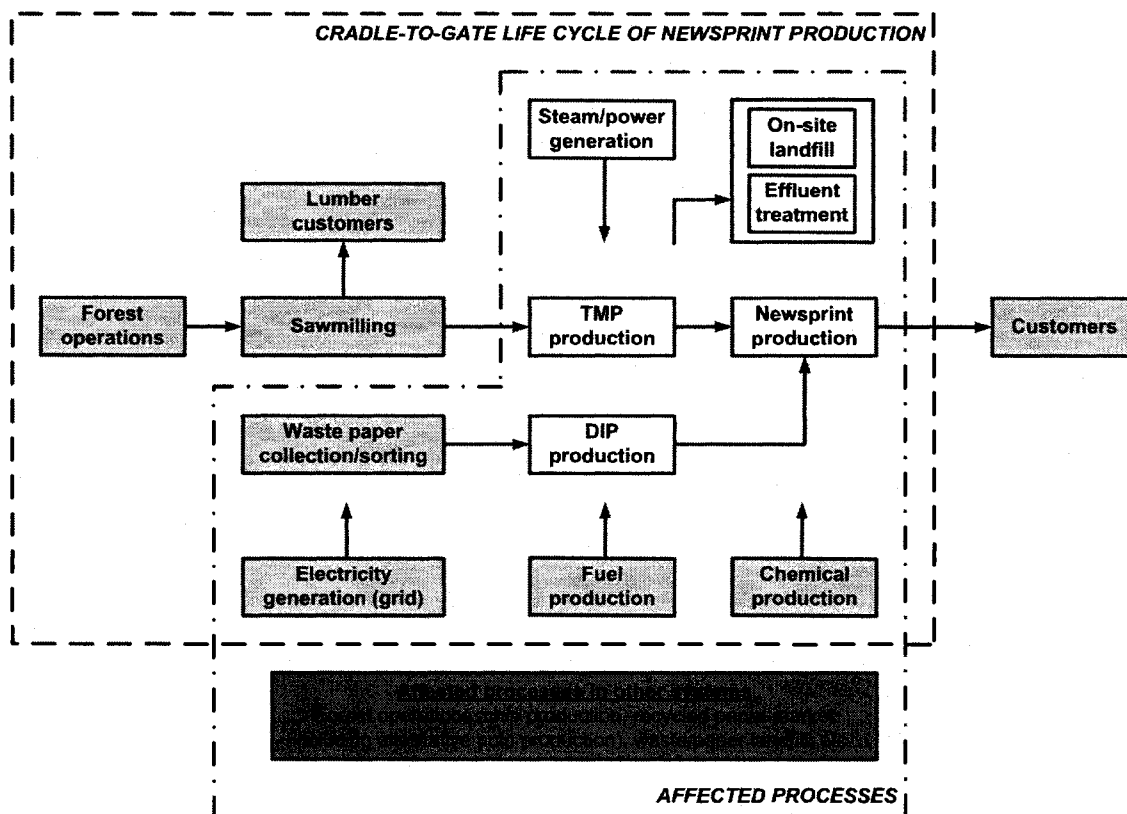


Figure 1: System boundary for the case study (in white: foreground system, in pale gray: background system included in the newsprint life cycle, in dark gray: background system related to other affected systems)

The second boundary is set in order to account for any indirect consequences that would result from implementing the alternatives. It is necessary to identify how changes in the foreground system cascade into other systems. Implementing the proposed alternatives would have an effect on the consumption of chips, recycled paper, electricity, wood wastes, natural gas, and some chemicals. Assumptions regarding the effects of implementing alternatives on the background system are summarized in Table 3 (Scenario 0).

Since the chips currently used by the process are a by-product of sawmilling, a reduction in chip consumption at the newsprint mill would not result in reduced chip production by the sawmill. Thus, it is assumed that the excess chip supply would become available for other systems which, in turn, would

reduce their chipping operations. Ultimately this would also lead to a reduction of forest operations. Concerning the increased usage of recycled paper, it is necessary to make an assumption regarding how landfill activity would be reduced or how less recycled paper would be available for other systems as a consequence of increased consumption of recycled fibre. Ekvall and Weidema [18] proposed a methodology based on price elasticity in order to do so. Based on this approach, it is possible to calculate how the supply will be affected due to a change in the demand, or vice versa. In this study, default price elasticity was assumed, as proposed by Palmer [19], which leads to the case where 62% of the additional recycled fibre needed for the process would come from waste that would otherwise go to a landfill and 38% would be deviated from other usages. Also, it has been considered that the reduction of recycled pulp production in other systems due to an increased use of recycled paper in the investigated system is compensated by an increase of a mixture of virgin kraft and TMP pulp. This new consumption of virgin fibre results in increased forest operations and in additional extracted material that will have to be disposed of ultimately. The final disposal is assumed to be landfill of waste paper with incineration of the biogas, but without energy recovery. Another consequence of implementing the process options is the reduction in electricity consumption. Using the procedure proposed by Weidema [20], coal was identified as the marginal technology for electricity production. The alternatives also consume more wood waste than the base case. Wood waste is a by-product of other operations and is a constrained product. However, it has been assumed that large volumes of wood biomass are potentially available in the form of forest residues, which are usually not recovered. Thus, it has been considered that additional wood waste required by the options comes from forest residues which previously remained on the forest floor. Finally, the reduction in natural gas consumption and the increased or decreased consumption of chemicals has been set to produce a proportional change in the production of those materials.

Table 3: Modeling the effect of alternatives on the background system

Affected flow (foreground)	Scenario 0 (S0)	Alternative scenario(s)	#
Chips	Reduction of chip production by chip mills and of forest operations.	Chips available for steam production, displacing coal.	S1
		Chips available for bio-ethanol production, displacing gasoline.	S2
Recycled paper	Additional consumption of recycled paper will result in a deviation from landfill, and other usages.	Deviated from landfill only.	S3
Chemicals	Increase will result in an increased production, average technology.	No scenario defined.	
Purchased electricity	Reduction in electricity consumption will avoid the usage of the marginal power technology, considered here to be coal.	Marginal technology is natural gas.	S4
Natural gas	Increase in usage will result in increase in production, average technology.	No scenario defined.	
Wood waste	Additional wood waste is available from forest residues.	No scenario defined.	

5.2.2. Step 2b: Definition of scenarios

The outcome of a decision can highly depend on the modeling of the consequences of the alternatives on the background system. The manner in which the background system is affected in consequence of a change in the foreground system is not always obvious. For this reason, it is a good idea to establish different scenarios regarding these changes. However, it is not practical to establish multiple scenarios for all affected flows and the most important ones should be identified, based on the literature and experience. In this case study, scenarios are established for chips, recycled paper, and electricity production and are summarized in Table 3.

Chip scenarios

Chips consumed in the investigated system are a by-product of lumber production from a sawmill. This is a multifunctional process where the chip production depends on lumber production. Three different hypotheses can be made relative to the reduced consumption of a product from this type of multifunctional process. The first is depicted in Scenario 0. The second is that available chips can be used for completely different purposes. Two scenarios are proposed based on this assumption: 1) chips are available for steam production, displacing coal (S1), and 2) chips are available for bio-ethanol production, displacing gasoline (S2). At this time, it is not probable that chips would be used for bio-ethanol production, but this scenario has been developed to represent the case where the mill would exploit the availability of raw material to produce a value-added product. Bio-ethanol production from softwood chips has been modeled using data from the National Renewable Energy Laboratory (NREL) [21]. The final hypothesis is that chips can be considered as a waste product from sawmilling. However, due to their economic value, this latter hypothesis is not realistic and no scenario is developed regarding it.

Recycled paper scenarios

The initial scenario considers that the increased consumption of recycled paper in the investigated system will be partly compensated by a decreased availability for other systems (38%), and partly by a reduction of waste paper sent to landfill (62%). Yet, this ratio is quite uncertain. For this reason, multiple scenarios can be developed. Preliminary analyses showed that assuming that 100% of the increase in the investigated system will be compensated by a decrease in other systems does not give results significantly different from those observed in Scenario 0. On the other hand, a scenario considering 100% deviation from landfill is presented (S3).

Purchased electricity scenarios

Since there may be uncertainty regarding the modeling of the affected power technology, natural gas is considered as the energy source instead of coal in scenario S4.

5.2.3. Steps 2c and 2d: Inventory, characterization and normalization

Once the system boundary is set, inventory can be compiled for the base case and the alternatives. Foreground processes are modeled using primary data, while background processes are estimated using the *ecoinvent* database. A first inventory is compiled for the base case mill using the first system boundary. Then, the changes in inventory are calculated by expanding the boundary to affected processes

in the background system (differential approach). The *SimaPro* software is used to perform the calculations.

Comparison of normalization references

Once the inventory is compiled, it is possible to characterize and normalize the environmental impact. A comparison of different normalization references using the *TRACI* characterization method is presented first, because it is essential for interpreting the other results. The different normalization approaches and how they are interpreted are presented in Table 4.

Table 4: Interpretation of the normalization methods

Method	Formula	Interpretation
Normalization by the base case	$N_{i,j} = \frac{\Delta I_{i,j}}{I_{i,bc}}$	Using this approach, the base case is worth 0. A positive value means deterioration and a negative value an improvement. An absolute value greater than 1 means that the actual change is greater than the initial performance of the system (due to system expansion).
Normalization by the best alternative	$N_{i,j} = \frac{\Delta I_{i,j}}{abs(\Delta I_{i,bo})}$	A positive value means deterioration and a negative value an improvement. The improvement/deterioration is compared to the actual improvement reached by the best option.
U.S. normalization factors [22]	$N_{i,j} = \frac{\Delta I_{i,j}}{I_{i,t}}$	A positive value means deterioration and a negative value an improvement. The change is compared to U.S. emissions per capita in one year.
BAT normalization	$N_{i,j} = \frac{\Delta I_{i,j} - \Delta I_{i,bat}}{I_{i,bc}}$	Using this approach, the change is compared to the total improvement when implementing the BAT. This difference is divided by the initial performance of the system. A positive results means that the alternative performs worse than the BAT, while a negative result means that it performs better. Note that the equation is slightly different than the one presented in Part I of this paper to accommodate the differential approach used.

$N_{i,j}$: normalized impact for the impact category i and option j , $\Delta I_{i,j}$: difference in characterized impact for the impact category i and option j (expanded boundary), $I_{i,bc}$: characterized impact for the base case mill using cradle-to-gate boundary, bo: best option, t: Traci factors, bat: BAT mill

The results from applying the two internal normalization approaches are presented in Figure 2. First of all, in normalizing by the base case, it can be seen that a similar profile is obtained for almost all impact categories, meaning that alternatives 2 and 3 (100% DIP) generally outperform alternatives 1 and 4 (50% DIP). This is also observed when normalizing by the best option. On the other hand, it seems that normalizing by the best option can bring some distortion by magnifying some differences that were very small a priori, such as illustrated by the case of the ozone depletion indicator. Also, using this approach, all impact categories seem equally significant. This result is obtained because the best alternative is forced to a given normalized value (here -1). Some confusion can also arise because the reference can

change for each impact category (the best alternative is not always the same, depending on the impact category).

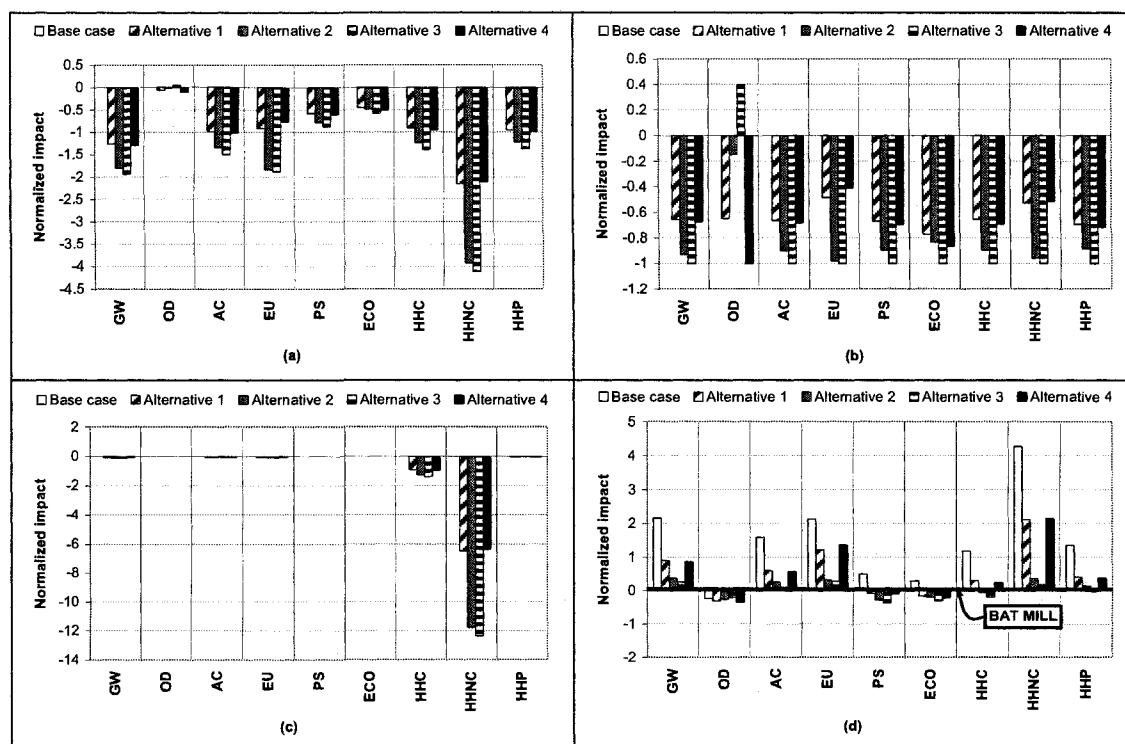


Figure 2: Environmental performance of alternatives using different normalization references a) base case, b) best option, c) U.S. factors, d) BAT mill (GW: global warming potential, OD: ozone depletion, AC: acidification, EU: eutrophication, PS: photochemical smog, ECO: ecotoxicity, HHC: human health cancer, HHNC: human health non cancer and HHP: human health particulates)

The utilization of external normalization approaches is also depicted in Figure 2. It must be underlined that results from the BAT normalization are not interpreted in the same way as with the other methods. A positive result means that an alternative performs worse than the BAT mill, a result of zero that it is equivalent to the BAT mill, and a negative result that it performs better. Comparing the results to the U.S. impact per capita (in a given year) gives interesting results. Indeed it is observed that modifying the process in order to use only recycled fibers (alternatives 2 and 3) would result in human health non cancer benefits equivalent to the environmental impact caused by 12 average persons in the U.S. for one year, and this per tonne of newsprint produced. The advantages gained for the other impact categories are all insignificant compared to this one (except for human health cancer). On the other hand, this impact category is also the one for which the potential improvement is the most important. The BAT normalization also shows that there are significant opportunities for other indicators such as global warming, acidification, and eutrophication. By using the U.S. normalization, the mill would not have

great incentive to improve these indicators, although the improvement is potentially technically and economically viable by implementing the BAT. Furthermore, data is often difficult to obtain for region-specific normalization factors [22]. This case study is a good example of this feature. Indeed, the investigated mill is located in Canada and no normalization factors were available. Also, some bias can be introduced if some substances are characterized for the case study but are not included in the normalization factors [23], which is not the case when using the BAT. Another disadvantage of this approach is that it is often specific to one characterization method and does not allow comparison of different methods, unless the inventory data behind the factors is publically available. Moreover, the BAT normalization has the advantage of depicting the base case as an option (it is not worth 0) which can be compared to the other alternatives. Indeed the status quo alternative is a legitimate option to consider when making a decision.

Comparison of characterization methods

The method most adapted to the geographical context is often selected intuitively. However, it is possible that the available method does not cover everything judged important. For this reason, it is useful to compare different methods before selecting the final set of indicators to be used. The results from the *TRACI* method were presented previously. A comparison with other methods such as the Canadian method, *LUCAS* [24] or an European one, *IMPACT 2002+* (at the endpoint level) [25], is presented in Figure 3. *TRACI* and *LUCAS* were selected because they are North American and *IMPACT 2002+* because it offers the possibility of using damage indicators.

The first observation that can be made from Figure 3 is that a different range of impact categories are considered by each of the methods. Indeed, the *TRACI* method does not include any resource indicators (mineral, fossil fuels) that are covered by *LUCAS*. However, for this specific case study, those indicators do not result in significant differences between the alternatives. Using the *LUCAS* method, it seems that the potential improvement for the aquatic eutrophication indicator is very significant compared to the other impact categories, which is not observed when using *TRACI*, although both methods use the same indicator (kg equivalents of nitrogen). This is due to the fact that *TRACI* characterizes biologic oxygen (BOD) demand and *LUCAS* does not. Consequently, the results for the base case mill, which are used for normalization, are higher for *TRACI* than for *LUCAS*, resulting in a lower score. Contrarily to *TRACI*, *LUCAS* offers an indicator for terrestrial eutrophication, but it does not really allow for distinguishing between the alternatives. On the other hand, there is a striking difference between the results for the non-carcinogen indicator from *TRACI* (HHNC) and from *LUCAS* (NCAR). This is due to the fact that *TRACI* characterizes more substances for this indicator. The results from the application of the *IMPACT 2000+* method at the endpoint level show that it is much more difficult to differentiate the options. They all perform at the same level, due to the fact that this method uses models to transform information from midpoint impact categories (such as the impact categories of *TRACI* and *LUCAS*) into damage impact categories. This results in a set of environmental indicators that is more manageable for decision-making, but that could lead to a loss of information.

It is also possible that other indicators may be of concern for the decision-makers. A water consumption indicator (built from the inventory data) and a land occupation indicator (from the *IMPACT 2002+* midpoint method) are also depicted in Figure 3. It can be observed that these indicators do not vary significantly between the options. The *TRACI* method will be used for the remaining analyses, mainly because of the HHNC indicator.

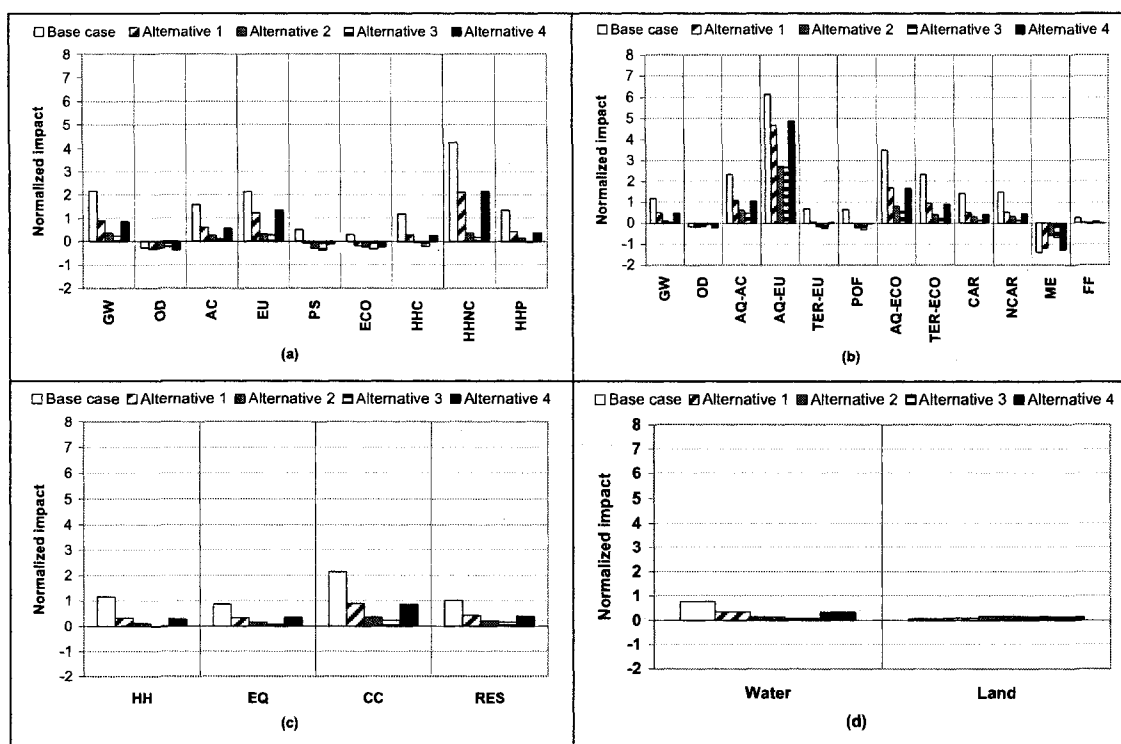


Figure 3: Environmental performance of alternatives for Scenario 0 using different characterization methods a) TRACI, b) LUCAS, c) IMPACT 2002+ endpoint, d) water and land indicators (AQ: aquatic, TER: terrestrial, POF: photochemical ozone formation, CAR: carcinogens, NCAR: non-carcinogen, ME: mineral extraction, FF: fossil fuels, HH: human health, EQ: ecosystem quality, CC: climate change, RES: resources)

Evaluation of scenarios

The results from the different scenarios presented in Table 3 are illustrated in Figure 4. The first scenario concerns the effect of reducing chip consumption at the mill. While Scenario 0 considered that it would lead to a reduction of forest operations, Scenario 1 rather assumes that chips will be available for steam production in other systems, displacing coal. The main differences between these two assumptions lies in the ecotoxicity and human health cancer indicators. Two observations can be made for those indicators. First, the potential benefits of implementing the BAT (difference between the base case and the BAT, the BAT being worth 0) are greater for Scenario 1. Second, there is a much greater difference between options that completely eliminate TMP production (Alternatives 2 and 3) and those that only replace 50% of it (Alternatives 1 and 4). In both cases, the difference is due to the significant benefits of displacing coal combustion and its related air emissions (e.g., lead, nickel, arsenic).

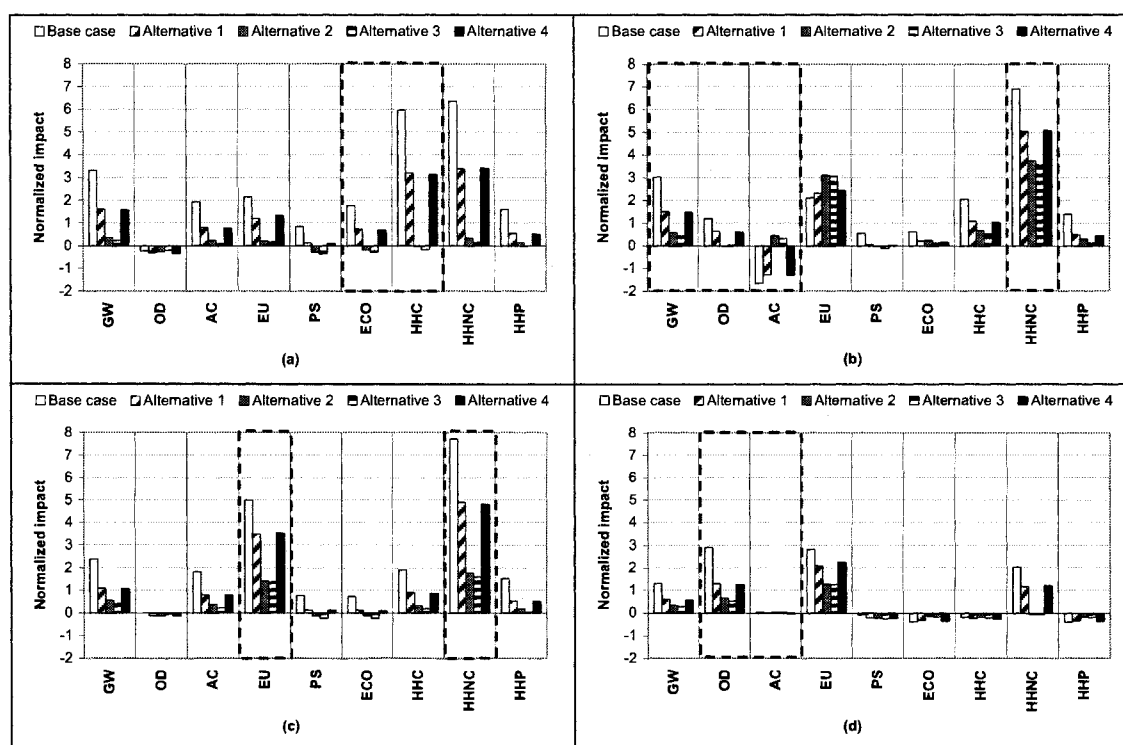


Figure 4: Normalized LCA results for different scenarios regarding effects on the background system a) Scenario 1, b) Scenario 2, c) Scenario 3, d) Scenario 4 (indicators which show the greatest difference with Scenario 0, depicted in Figure 3 for the TRACI method, are boxed)

The second scenario also addresses chip consumption. In this scenario (Scenario 2), it is assumed that the mill is taking advantage of the reduction to produce a value-added product from wood, bio-ethanol. This scenario produces a significant difference in the ozone depletion, acidification, eutrophication, and human health non cancer indicators. In Scenario 0, there was no potential ozone depletion benefit from implementing the BAT. However, when considering that bio-ethanol is produced and displaces gasoline, this is not the case. Indeed, the reduction in gasoline production results in a decreased emission of ozone depleting substances. The implementation of the BAT mill would have a negative impact on the acidification indicators due to the levels of ammonia emitted by the bio-ethanol process according to the model used [21]. Thus, using this indicator, the base case as well as Alternatives 1 and 4 (50% DIP) would perform better than Alternatives 2 and 3 (100% DIP). A similar result is observed for the eutrophication indicator. However, the effect of ammonia emissions is compensated by eutrophication benefits elsewhere in the life cycle, and thus the BAT mill is still the best option. Finally, the difference between the alternatives, including the base case, and the BAT mill, is greatest for Scenario 2. This is mainly due to the reduction in gasoline production.

Scenario 3 assumes that all additional recycled paper consumed by the process is deviated from landfill instead of partly from other usages also. The main effects observed concern the eutrophication and human health indicators. Both the difference between the alternatives and the BAT mill and the

difference between alternatives consuming 50% and 100% DIP are increased by this scenario. This is due to avoided emissions from waste paper landfill.

Scenario 4 considers that the power technology affected by a reduction in consumption and an increased production to be sold to the grid is natural gas combustion, rather than the coal combustion in Scenario 0. Using this assumption, the benefits from implementing the BAT and the differences between alternatives for the ozone depletion indicator are greater than for Scenario 0. This is explained by the avoidance of ozone depleting emissions from natural gas combustion. It can also be observed that there is no potential benefit for the acidification indicator and thus, all alternatives perform the same. In Scenario 0, benefits were observable for this indicator. The difference is due to the fact that coal combustion produces significantly higher sulphur dioxide emissions.

All these results show that the effect of a process modification on other systems (background) is often difficult to predict and that the potential effect on the decision outcome can be significant. Indeed, it was demonstrated that, for this case study, the main impact was related to how the alternatives can be distinguished from each other. The case of Scenario 2 illustrates that different assumptions can also lead to rank reversal. Thus, it is important to consider the full range of possible environmental consequences that can arise from implementing process modifications.

5.3. Step 3: Establishment of the final set of objectives for decision-making

In order to streamline the set of indicators to be more manageable for decision-making, only those that enable distinguishing between alternatives should be considered. However, in order to gauge whether there is a sufficient difference between the indicators, it is useful to know about data uncertainty. No systematic uncertainty analysis was performed for this case study. Nonetheless, for illustration purposes, an uncertainty threshold of 1 (normalized results) was established using a preliminary analysis based on *ecoinvent* data. The indicators that allow for a distinction, given this threshold, are presented in Table 5. From this table, it can be seen that the HHNC indicator is the only one for which it is possible to distinguish between all scenarios. The global warming, acidification, eutrophication, and human health cancer are also useful indicators under certain conditions.

As mentioned earlier, a broader range of indicators was originally considered to address the decision-makers' other concerns. However, it was shown that additional indicators, such as water consumption and land occupation, did not bring any useful information to the process.

Table 5: Analysis to determine which indicator to keep as a decision objective

Indicator	S0	S1	S2	S3	S4
GW		X			
OD					
AC			X		
EU	X	X		X	
PS					
ECO					
HHC		X			
HHNC	X	X	X	X	X
HHP					

Remarks:

- Indicators for which it is possible to distinguish between alternatives are indicated by an X.
- Retained indicators are coloured in grey.
- Indicators for which only the base case could be distinguished from the other alternatives are not depicted.

5.4. Steps 4 and 5: Elicitation of preferences and problem resolution

Once the final family of criteria for decision-making is established, it is possible to elucidate the decision-making preferences, which consists of two tasks: 1) determining the preference for different levels of the same indicator, and 2) assessing the relative preference for the different criteria. In order to do that, it is necessary to select appropriate MCDM techniques. However, the illustration of these steps is beyond the scope of this paper. For this reason, it is assumed that the preference of the decision-makers varies linearly with the normalized LCA results, and sensitivity analyses on the relative importance of the different criteria are executed.

It is shown in Table 5 that only the eutrophication and human health non cancer indicators allow for a clear distinction between alternatives in the case of Scenario 0. The same pattern is observed for those two indicators (i.e., there are no trade-offs), meaning that no weighting is necessary to make a decision. Indeed, the results indicate that alternatives with 100% DIP (2 and 3) are preferable to those with 50% DIP, which in turn are preferable to the base case. Similar observations can be made for Scenarios 1, 3, and 4, except that different indicators are kept for the analysis.

The results are not as clear for Scenario 2. Indeed, two indicators allow to distinguish between the alternatives (AC and HHNC), and these two indicators show different behaviours. While the acidification indicator promotes the alternative producing less bio-ethanol (base case, Alternatives 1 and 4), Alternatives 2 and 3 are preferable according to the human health non cancer indicator. Hence, in this case, it would be necessary to assess the relative importance of these two indicators (weighting) to reach a decision. A sensitivity analysis on the weighting factors for the acidification and human health non cancer indicators is shown in Figure 5. From this figure, it can be observed that, for an acidification weighting factor varying from 0 to 0.13, the two alternatives with 100% DIP are the most preferable (the

lowest score being the better one). For weighting factors varying from 0.13 to 0.73, it is impossible to distinguish between the alternatives (i.e., they can be considered equivalent). For factors greater than 0.73, the alternatives consuming the least recycled fibres and thus, having less chips available for producing ethanol (base case, Alternatives 1 and 4) are the most preferable. It can also be seen from Figure 5 that the base case is the worst alternative for acidification weighting factors up to 0.4. This illustrates the importance of assessing the preferences of the decision-makers when trade-offs exist between different decision criteria.

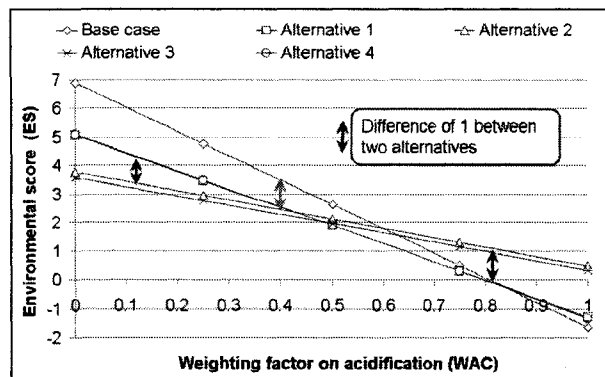


Figure 5: Environmental score of the alternatives by varying the weighting factor on acidification ($ES = WAC \cdot NAC + WHHNC \cdot NHHNC$, $WHHNC = 1 - WAC$, ES: environmental score, W: weighting factor, N: normalized result)

6. DISCUSSION AND IMPLICATIONS

It was discussed in Part I of this paper that the literature has focused on making the analogy between LCA and MCDM methodological elements or in assessing the benefits of MCDM tools and techniques for LCA [26-31]. However, it is likely that decision-makers would like to use the LCA results in a broader decision-making problem such as retrofit process design. For this reason, Part I of this paper addressed the methodological aspects of using LCA for process design applications and underlined the need for a case study. An interesting feature of presenting LCA as a subtask of a broader decision problem is that the findings are valid for any other non-LCA decision criteria that would be used in the process. LCA is being increasingly used for process design applications in the pulp and paper industry. However, the effects of LCA methodological choices and assumptions on the final selection of one process alternative versus another are rarely discussed. A pulp and paper case study was performed to demonstrate the ideas presented in Part I.

The analogy between LCA and MCDM elements has been discussed by some authors [26, 29]. For instance, a direct link between impact categories and decision criteria is sometimes made. In this paper, it was demonstrated that, although LCA results can be classified into many impact categories or inventory results, only a few of those results will effectively be useful for decision-making. The link between normalization in LCA and in MCDM has also been made [26]. However, the objectives of normalization in LCA and in MCDM are not exactly the same. This paper demonstrated the usage of LCA normalization to assess the significance of the different impact categories. MCDM normalization would

rather aim at describing how the decision-makers' preferences vary as a function of the performance level for one specific indicator. It was shown that different normalization methods will lead to different results regarding what is significant or not. The selection of a specific normalization method could have a dramatic effect on which impacts are considered significant and thus which indicators will be used for decision-making. For instance, it was demonstrated that in using the U.S. normalization factors, only one impact category (HHNC) was significant, which was not the case when using the other normalization approaches.

Because normalization plays a very important role for interpreting the significance of the results, different approaches were compared. It was shown that internal normalization approaches do not bring any new information and thus, cannot truly assess the significance of the result. A classical external normalization approach was also applied. Although the results from this approach are interesting, data is often difficult to obtain and, in this case, it limits the opportunity for improvement. Indeed, because only some indicators are considered significant, there would be no motivation to improve the other ones. For these reasons, a novel normalization approach specific for process design applications was proposed. This approach is based on the environmental improvement that could be potentially reached by implementing the BAT. Using this approach, the more important the potential benefit is, the more significant an impact category is. It was found that the HHNC indicator was the most significant category for most scenarios. This method has the advantage of expressing the results in terms of what could be really achieved technically and economically. The main limitation is that it brings more uncertainty because a decision also has to be taken regarding how the current process should be evolved in order to achieve the specified targets.

As mentioned previously, applications of LCA for pulp and paper design applications rarely compare different LCA methodological choices and their implications for the selection of a specific process alternative. A comparison of different characterization methods was performed for this case study. It was shown that aggregating the results to broader endpoint indicators could make it difficult to differentiate the alternatives. It was also demonstrated that two different methods can lead to different results for the same indicator, as illustrated by the HHNC (NCAR) indicator from the *TRACI* and *LUCAS* methods. In order to select the best indicators for decision-making, it is important to understand the differences.

Another limitation of existing pulp and paper case studies is that they do not assess the environmental consequences of a set of process modifications on the background system. The uncertainty regarding these consequences was discussed and the potential effects on the decision were demonstrated. Indeed, while most scenarios showed that alternatives with 100% de-inking would be the most preferable, this was not the case for the scenario assuming that bio-ethanol would be produced from available chips. This scenario illustrated that when a high weighting factor was given to the acidification indicator, the other alternatives would be preferable.

Once the performance of alternatives was assessed for all scenarios, it was then possible to establish the family of criteria for decision-making. This family should represent the complete range of decision-makers' preferences, but should also be manageable. The option of including additional indicators (i.e., land occupation and water consumption) to a selected method in order to achieve the completeness requirement was discussed. Also, to make a set of indicators more practical to use, a method based on the discriminating power of indicators was proposed. It is important to note that a data uncertainty threshold was used in this method. If the uncertainty could be minimized, it would be interesting to use another

threshold value to determine whether or not an indicator is discriminating enough to be kept in the indicator family.

The elicitation of the decision-makers' preferences was not the focus of this paper. However, for illustration purposes, it was considered that the decision-makers' preferences for different levels of the same indicator vary linearly with the normalized LCA results. It was demonstrated that weighting would not be always necessary to achieve a decision. Also, it is not a given that the decision-makers' preferences for different levels of a same indicator will vary linearly with the LCA normalized value. However, the LCA normalization results can be useful for the decision-makers when assessing the relative importance of different impact categories. For instance, in this case study, it was illustrated that the HHNC indicator was the most significant for both external normalization references. This information could be used to assign more weight to this indicator compared to the others.

Finally, discussing the importance of the stakeholders' involvement was not a specific goal of this paper. Nevertheless, while their obvious role is to select the decision criteria and express their preferences, they also have an essential role to play in modeling the consequences of the alternatives. More specifically, experts can give good insight regarding the consequences on other systems of implementing the different alternatives. Also, in cases where different scenarios will lead to different conclusions, experts should be involved in assessing the probability of occurrence of those scenarios in order to arrive at a final decision. An example was the different conclusion which was obtained by assuming that bio-ethanol is produced from available chips when compared to the other scenarios. Thus, it is important to implicate both decision-makers and experts at all steps of the process.

7. CONCLUSION

This paper demonstrates that transparent and comprehensive LCA decision criteria should not only be defined, but also carefully interpreted by the decision-making panel from the early stages and throughout the decision process in order to greatly improve the quality of the outcome, as discussed in Part I of this paper. For instance, in this case study, it was shown that, for Scenario 0, only eutrophication and human health non cancer indicators had sufficient discriminating power to be useful for decision-making. For those indicators showing no trade-offs, no weighting was necessary to reach a decision regarding which process alternative to implement. A counter example is the scenario assuming that chips made available by reducing TMP production would be used for manufacturing bio-ethanol. In this scenario, two criteria were also used for decision-making, but weighting was necessary to resolve the trade-off between these.

It was also found that LCA normalization is very important for interpreting the results. The novel approach proposed in Part I was illustrated. It was shown that this approach expresses the significance of an environmental impact as a function of the targeted benefits for this impact. The targets were based on an objective plant-wide definition of BAT for the specific process investigated. This strategy recognizes that the normalization references are not static in time and that targets must be updated with new information and technology developments. This normalization strategy requires a sound understanding of the process and a careful consideration of process technology interconnectivity.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The authors also wish to acknowledge Pascal Lesage from Sylvatica for his support.

REFERENCES

- [1] Gaudreault C, Samson R, Stuart PR. Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, Part I: Current practices and most promising avenues. *TAPPI Journal* 2007; 6(7):25-31.
- [2] Gaudreault C, Samson R, Stuart PR. Life-cycle thinking in the pulp and paper industry, part 2: LCA studies and opportunities for development. *TAPPI Journal* 2007; 6(8):3-10.
- [3] Vizcarra A, Lo V, Bicho PA, Watson PA. A cradle-to-gate life cycle assessment of straw pulp incorporation into telephone directory-grade paper. *TAPPI Journal* 1999; 82(2):115-22.
- [4] Das TK, Houtman C. Evaluating chemical-, mechanical-, and bio-pulping processes and their sustainability characterization using life-cycle assessment. *Environmental Progress* 2004; 23(4):347-57.
- [5] Salazar Zarate ES. Life cycle assessment (LCA) of newsprint production at an integrated mill. 2004.
- [6] Scheringer M, Halder D, Hungerbühler K. Comparing the environmental performance of fluorescent whitening agents with peroxide bleaching of mechanical pulp. *Journal of Industrial Ecology* 2000; 3(4):77-85.
- [7] Dias A, Lopes E, Arroja L, Capela I, Pereria F. Life cycle assessment of paper production from *Eucalyptus globulus*. Case study of the Portuguese industry. *Appita Journal* 2002; 55(1):21-26.
- [8] Fu GZ, Chan AW, Minns DE. Preliminary assessment of the environmental benefits of enzyme bleaching for pulp and paper making. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2005; 10(2):136-42.
- [9] Lopes E, Dias A, Arroja L, Capela I, Pereira F. Application of life cycle assessment to the Portuguese pulp and paper industry. *Journal of Cleaner Production* 2003; 11(1):51-59.
- [10] Munoz I, Rieradevall J, Torrades F, Peral J, Domenech X. Environmental assessment of different advanced oxidation processes applied to a bleaching Kraft mill effluent. *Chemosphere* 2006; 62(1):9-16.
- [11] Rehnström C. LCA of two chemical recovery processes in the pulp industry - A case study. *Nordic Pulp and Paper Research Journal* 2003; 18(3):344-54.
- [12] European Commission. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry. 2001.
- [13] Kraft DL, Orender HC. Considerations for Using Sludge as a Fuel. *TAPPI Journal* 1993; 76(3):175-83.
- [14] Gèotssching L, Pakarinen H, Suomen Paperi-insinöörien Yhdistys., Technical Association of the Pulp and Paper Industry. Recycled fiber and deinking. Helsinki, Finland
Atlanta, Ga.: Fapet Oy ;
TAPPI, 2000.
- [15] Gaudreault C, Samson R, Bisson J, Stuart PR. Energy Decision Making in a Pulp and Paper Mill: Selection of LCA System Boundary. Submitted to *Journal of Cleaner Production* 2008;
- [16] Cornejo F, Janssen M, Gaudreault C, Samson R, Stuart PR. Using Life Cycle Assessment (LCA) as a Tool to Enhance Environmental Impact Assessment (EIA). *Chemical Engineering Transactions* 2005; 7(521-28).

- [17] Janssen MJM. Retrofit design methodology based on process and product modeling. 2007.
- [18] Ekvall T, Weidema BP. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2004; 9(3):161-71.
- [19] Palmer K, Sigman H, Walls M. The Cost of Reducing Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Economics and Management* 1997; 33(2):128-50.
- [20] Weidema BP, Frees N, Nielsen A-M. Marginal Production Technologies for Life Cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999; 4(1):48-56.
- [21] National Renewable Energy Laboratory. Softwood Biomass to Ethanol Feasibility Study. 2004.
- [22] Norris GA. The requirement for congruence in normalization. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(2):85-88.
- [23] Heijungs R, Guinee J, Kleijn R, Rovers V. Bias in normalization: causes, consequences, detection and remedies. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2007; 12(4):211-16.
- [24] Toffoletto L, Bulle C, Godin J, Reid C, Deschênes L. LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2005; OnlineFirst(1-10).
- [25] Joliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8(6):324-30.
- [26] Benoit V, Rousseaux P. Aid for Aggregating the Impacts in Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003; 8(2):74-82.
- [27] Miettinen P, Hamalainen RP. How to benefit from decision analysis in environmental life cycle assessment (LCA). *European Journal of Operational Research* 1997; 102(2):279-94.
- [28] Hertwich EG, Hammitt JK. A decision-analytic framework for impact assessment - part 2: Midpoints, endpoints, and criteria for method development. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(5):265-72.
- [29] Chevalier J, Rousseaux P. Classification in LCA: Building a Coherent Family of Criteria. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999; 4(6):352-56.
- [30] Seppälä J, Basson L, Norris GA. Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 2000; 5(45-68):
- [31] Hertwich EG, Hammitt JK. A decision-analytic framework for impact assessment - Part I: LCA and decision analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2001; 6(1):5-12.

H. LCA FOR THE ENGINEERING ANALYSIS OF THE FOREST BIOREFINERY

Caroline Gaudreault, Réjean Samson, Virginie Chambost, and Paul Stuart*
Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, C.P. 6079, succ. Centre-Ville,
Montréal (Québec), H3C 3A7

*Tel.: 5143404711 ext. 4384; Fax: 5143405150, E-mail address: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

Many pulp and paper companies are considering implementation of the forest biorefinery for revenue diversification in order to improve their financial performance, implicating the addition of biomass-based products to the existing pulp and paper products portfolio. The environmental benefits associated with these bio-products may not be immediately obvious. For this reason, systematic methodologies are required to identify those process/product combinations that offer the most promising environmental benefits. In this paper, it will show that the direct application of classical LCA methodology is not well suited for this purpose. Instead, an LCA methodology based on system boundary expansion is proposed and used in an industry case study involving the implementation of an integrated forest biorefinery (IFBR) process at two different pulp and paper mills. Using this approach, it is shown that the implementation of the IFBR for the production of polylactic acid (PLA) leads to environmental benefits, but only under certain conditions. The main objective of the case study was to demonstrate the proposed approach and not to determine the best way of implementing an IFBR process. For this purpose, more detailed process design, including the analysis of several scenarios and the corresponding LCA studies, would be required.

Keywords: pulp and paper, biorefinery, polylactic acid, life cycle assessment

INTRODUCTION

The North American pulp and paper industry is facing increasing difficulty in upholding its competitive position. These challenges can be attributed to rises in energy prices and fibre costs, and competition from larger and more efficient production facilities built in emerging pulp and paper nations, among others. In order to respond to these challenges, the North American pulp and paper industry has developed a belt-tightening culture that focuses on cut-and-slash activities, mergers and acquisitions, and minimal capital spending. Nevertheless, this is no longer sufficient and new and innovative investment strategies are becoming increasingly critical for the survival of the pulp and paper industry [1]. One potential strategy is to diversify core business by making the most of existing value chains and migrating to new business paradigms.

The biorefinery is defined by the National Renewable Energy Laboratory (NREL) [2] as “a facility that integrates biomass conversion processes and equipment to produce fuels, power, and chemicals from biomass”. Currently used for converting agricultural feedstock into biofuels and added-value chemicals, the biorefinery can also have an application in the forest industry. The forest biorefinery (FBR), defined by Axegård [3] as “the full utilization of incoming woody biomass for the production of wood products, pulp and paper products, energy including biofuels and other organic and specialty chemicals that can be

derived from wood”, is starting to be seen as one of the solutions for making the North-American forestry industry more competitive through exploring possibilities for the production of a large range of value-added products [1]. On the other hand, classical bio-products have become subject to increasing criticism and questioning of their environmental friendliness and social acceptability. The concept of the integrated forest biorefinery (IFBR) involves integrating the manufacture of value-added products into existing pulp and paper processes. The IFBR potentially offers great environmental benefits through making use of shared supply chains and integrating and optimizing energy networks. Substitutes and/or replacements for petrochemicals and fossil fuels are likely to be produced with only a marginal increase in the environmental impacts of existing pulp and paper processes, and reducing the overall environmental footprint of those. Also, the production of bio-products by the IFBR is socially more acceptable because it does not compete with food chains, unlike the production of ethanol from corn, for example.

However, the combinations of products/processes offering the most promising economic and environmental benefits at the same time require systematic methodologies to be identified. A market-driven decision making methodology that results in an integrated evaluation of the most promising products from the market perspective and of the potential production processes was developed [4]. This methodology recognized the importance of environmental considerations and recommends the use of Life Cycle Assessment (LCA) to integrate those considerations into the decision making process.

Life Cycle Assessment (LCA) is a technique for compiling and evaluating input, output and potential environmental impact of a product and/or process throughout its life cycle (consecutive and interlinked stages of a product system, from raw material acquisition or generation from natural resources to final disposal) [5]. LCA methodology consists of four main steps: 1) goal and scope definition, 2) inventory, 3) impact assessment and 4) interpretation. Methodological choices must be made in each of those steps. Examples include selection of the system boundary, the impact assessment method and allocation and normalization procedures. These choices can significantly affect the outcomes of the decision making process [6-9].

There are not many examples of using LCA for strategic decision making at the enterprise level. Hugo and Pistikopoulos [10] proposed a methodology for long-term supply chain planning that included LCA for evaluation of environmental impact and Rebitzer and Buxmann [11] discussed how LCA can be used for Alcan's strategic planning [11]. However, none of these discussed the importance of LCA methodological choices such as the selection of system boundaries and allocation procedures and normalization. On the other hand, LCA has been shown to be useful for the assessment of environmental impact of bio-products by many authors, more specifically for bio-ethanol [12-14]. Again, the implications of LCA methodological choices in this context were not discussed in detail. The importance of those methodological choices in process design applications were demonstrated [7-9, 15] and deserve more attention in the context of forest biorefinery design problems.

The forest biorefinery methodology that was proposed by Chambost *et al.* [4] allows the identification of the most promising product alternatives from a market perspective. A first application of this approach revealed a list of interesting products that could be considered for implementing the IFBR, of which polylactic acid (PLA) is one. PLA is a thermoplastic polymer which has properties that make it a potential substitute for a wide variety of petrochemical-based polymers such as polyethylene terephthalate, polystyrene and polypropylene. PLA is produced from lactic acid which is currently

manufactured from renewable sugar sources such as sugar cane, sugar beet or corn [16]. PLA currently represents 40% of the non-petrochemical-based polymer market and is suitable for many food- and packaging-related applications. Its North American consumption is expected to multiply by a factor of almost 10% by 2020 [17]. This growth is mainly due to the increasing biodegradable polymers market and the predominance of PLA as a substitute product for conventional petrochemical-based products, due to environmentally-sound features such as recyclability and biodegradability. Environmental concerns such as the use of genetically modified resources, the true amount of energy consumed during the production process, the question of waste disposal options of the final product and the current dilemma concerning the food-to-chemicals route are critical issues under investigation that could sooner or later impact the competitive position of PLA. Considering this set of concerns, the IFBR may be an interesting option for the production of PLA. At first glance, many potential advantages can be highlighted, such as lower capital expenditure required for implementing PLA production in retrofit, as well as using totally renewable biomass while at the same time improving the pulp and paper mill situation by diversifying revenues.

The objective of this paper is to demonstrate how LCA can be used to evaluate the environmental consequences of strategic capital investment decisions, such as the implementation of the IFBR. More specifically, this paper aims at assessing the implications of different LCA allocation procedures and proposing a practical normalization approach. A case study aiming at selecting the best alternative for producing PLA at a pulp and paper mill will be used for these purposes.

CASE STUDY

Description of investigated pulp and paper mills and base case scenario

A fictional pulp and paper company that owns several kraft mills is considering the implementation of an integrated forest biorefinery process (IFBR) at one of them. Two mills are available. The first mill (mill #1) is located in the southern USA. A customer for lactic acid (LA) instead of polylactic acid (PLA) has been identified. From this mill, the LA should be transported to a polymerization plant (1200 km) which produces PLA. The PLA would then be sold as a substitute for polystyrene (PS) to producers of envelope windows (1000 km). The second mill (mill #2) is a plant located in Quebec. The company has identified a local client (40 km) for PLA. This customer uses PLA for manufacturing plastic bowls substituting polyethylene terephthalate (PET). The capital investment in mill #1 is less, but this option potentially generates less income than mill #2 since PLA has a higher added value. In addition, the two mills have very different energy and production profiles that could possibly effect the economic and environmental profiles of implementing an IFBR process (Table 1).

For mill #1, the base case scenario (S0-1) considers the integration of lactic acid production in the paper mill without first improving energy efficiency. The lactic acid is then transported over a distance of 1200 km to a polymerization unit. Then, the PLA is transported over 1000 km to be extruded. The PLA films are used for the production of envelope windows substituting 1.06 kg of PS with 1 kg of PLA. The extrusion energy of PLA is slightly higher than that of PS (assumed to be 10%). Neither the PLA nor the PS is recycled.

In the case of mill #2, the base case scenario (S0-2) considers the integration of polylactic acid production at the mill, also without improving energy efficiency prior to the implementation. The PLA is

then transported over a distance of 40 km to be extruded and thermoformed into plastic bowls substituting 1.4 kg of PET with 1 kg of PLA. It is assumed that the energy for producing the bowls is slightly higher for PLA (10%). PET is a recyclable material. It is assumed that 1 kg of PET can produce 4 kg when recycling (3 ideal recycling loops). The PLA cannot be recycled at the moment because, due to its low market presence, the infrastructure does not exist.

Table 1: Mills' characteristics

Characteristics	Mill #1	Mill #2
Paper products production	2820 t/d	1630 t/d
Hardwood pulp production	1540 t/d	1045 t/d
Softwood pulp production/purchases	850 t/d	310 t/d (purchased, 500 km)
Steam production	23 GJ/t	21 GJ/t
Black liquor	63.3%	45.2%
Bark	15.2%	24.4%
Coal	14.2%	0.0%
Natural gas	7.2%	30.4%
Heavy fuel oil	0.1%	0.0%
Steam consumption by process (BAT = 14 GJ/t [18])	17 GJ/t	19 GJ/t
Electricity consumption (BAT = 4 GJ/t)	4.6 GJ/t	3.7 GJ/t
Purchased electricity	1.5 GJ/t	2.1 GJ/t

BAT: Best available technologies, t: ton, d: day

Description of the IFBR process and balances

Process description

The schematic of the IFBR process is illustrated in Figure 1. In this figure, the energy island, which is shown in grey, is shared by the paper and the LA/PLA production processes. The following describes each unit process of this flow diagram.

Fibre management consists of receiving, debarking and chipping the logs which are assumed to be available within a 200 km radius around the mill. The two mills have slightly different debarking/chipping yields (see Table 2). It is assumed that the chips produced are dried naturally to the desired moisture content. They are then mixed in the reactor with the pulping chemicals (acetic acid and hydrochloric acid). The pulp produced is washed with water in a percolation unit displacing liquor containing the reaction chemicals hemicellulose and lignin. The pulp is mainly composed of cellulose. The liquor is then fed to a recovery section which consists of a flash evaporation unit for the separation of hydrochloric acid. It is assumed that the evaporation of the remaining liquor is performed through a multi-effects evaporator. Water is then separated from acetic acid through a membrane. More information concerning the pulping process can be found elsewhere [19]. It was demonstrated that if the pulp produced in the previous step was directly submitted to saccharification, conversion of cellulose into glucose at a low yield would be observed because the structural properties of cellulose are not appropriate [20]. These properties can be improved through a swelling process using ammonia water. Because the treatment aims to change the physical and chemical properties of cellulose rather than transform it, few chemicals are consumed and they may be recycled. To carry out the Simultaneous

Saccharification and Fermentation (SSF) process, it is necessary to prepare the enzymes and micro-organisms. More information regarding this is available elsewhere [21]. SSF is carried out in a batch reactor where the total amount of swollen pulp is added in two steps. This process results in an 81% conversion of cellulose into lactic acid. It is assumed that micro-organisms can be re-used for the next fermentation, reducing the amount of nutrients used in this process. Also, once the micro-organism community is established, it is not necessary to add additional nutrients [22]. In order to carry out polymerization, it is necessary to purify and concentrate the LA solution obtained to 65%. It is assumed that water is evaporated through a multi-effects evaporator and that the purification is done using membranes. The polymerization process consists of several steps. In summary, the water is first removed by a condensation reaction that converts the lactic acid into a pre-polymer which is then transformed into lactide. Then, ring-opening polymerization is performed using a process that does not utilize solvent. The polymerization process is presented in detail elsewhere [23, 24].

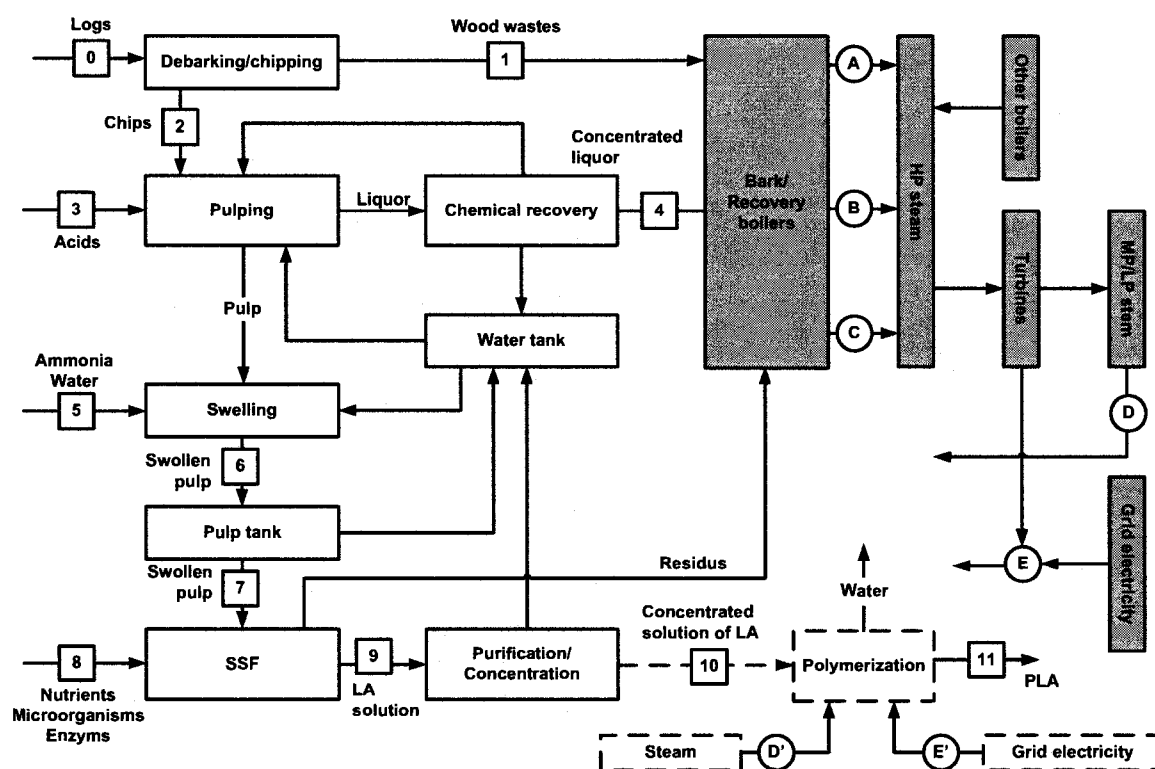


Figure 1: Process for producing LA/PLA at a kraft mill (the polymerization and associated energy is shown in dashed lines because in the case of mill #1 it is not on the mill site)

Mass/energy balances and effects on the pulp and paper process

The results of the mass and energy balances are presented in Table 2 and Table 3, respectively. The main effects of implementation of LA/PLA in the pulp and paper mills are mainly related to the energy systems. Mill #1 reduces its production of steam by first reducing its consumption of natural gas, then of coal. An increase is accomplished by additional combustion of coal. In the case of mill #2, an increase or reduction of the steam generated will be performed through reducing the use of natural gas. In the context of a growing global demand for energy, a change in the consumption of purchased electricity for mill #1 (located in the Southeastern U.S.) is performed through coal combustion. In Quebec (mill #2), the identification of the technology affected by a marginal change in demand for electricity is not as direct. Several policy mechanisms, which will not be discussed here, are involved. Three possibilities have been identified for a change in the demand: 1) an excess/reduction of the hydroelectric power available for exports which will substitute coal, 2) an increase/decrease in contracts awarded for the production of wind energy, 3) the restoration of an idle natural gas cogeneration plant in the case of increased demand. A combination of these three options is considered. The other main effect on the process is bound to the increased mill effluent. Since no information is available on the effluent of the production process of LA (other than quantity), it was considered to be equivalent to the one from producing additional pulp.

Table 2: Main results of the mass balances

Component	Flow (ton/day)											
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Total	1597	96	1501	212	674	140	9281	4143	819	5421	581	378
Cellulose	1064	64	467	0	0	0	467	467	0	89	0	0
Hemicellulose			171	0	150	0	21	21	0	21	0	0
Lignin			229	0	207	0	22	22	0	22	0	0
Other wood compounds			133	0	102	0	31	31	0	31	0	0
Water	533	32	501	3	6	0	8600	3462	768	4230	203	0
Acetic acid	0	0	0	207	207	0	0	0	0	0	0	0
Hydrochloric acid	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
Ammonia water	0	0	0	0	0	140	140	140	0	0	0	0
Glucose	0	0	0	0	0	0	0	0	15.4	0	0	0
Yeast extract	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	0
Meat extract	0	0	0	0	0	0	0	0	6.1	0	0	0
Peptone	0	0	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0
Sodium acetate	0	0	0	0	0	0	0	0	3.8	0	0	0
Triammonium acetate	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0
Potassium phosphate dibasic	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0
Magnesium sulphate	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0
Manganese sulphate	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0
Polysorbate	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0
Agar	0	0	0	0	0	0	0	0	10.7	0	0	0
Fermentation residues	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	0
Lactic acid	0	0	0	0	0	0	0	0	0	378	378	0
Polylactic acid	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	378

Table 3: Energy balance results

Description	Flow	Mill #1	Mill #2
		(GJ/day)	
Steam production			
Wood wastes	A	1350	2700
Concentrated liquor	B		4000
Fermentation residues	C		1400
Steam consumption			
Liquor recovery	D ₁		3110
Pulping	D ₂		280
Swelling	D ₃		25
SSF	D ₄		55
Concentration and purification	D ₅		3900
Polymerization	D/D' ₆		3560
Electricity consumption			
Polymerization	E/E' ₁		1270
Other process steps	E ₂		1480

LCA METHODOLOGY

Comparing classical LCA and system expansion approaches

Classical approach

The functional unit consists of the production of a given number of envelope windows equal to 378 ton/day of PLA (401 ton/d of PS) in the case of mill #1. For mill #2, the functional unit consists of the production of a number of plastic bowls equivalent to 378 ton/day of PLA (525 ton/day of PET). In order to be compared, the polymer options should have the same function. In the case of mill #1, although the two plastics do not have the same properties, they both fulfill the same function i.e. supplying envelope windows. Neither PLA, nor PS is considered recyclable. The context of mill #2 is more complex. PLA is substituting PET which is recyclable. Currently, it is not possible to recycle PLA because the amount on the market is limited. Thus, in order to make the two products (plastic bowls from PLA and PET) functionally equivalent, it is necessary to make a correction to the amount of PET used to produce the bowls. It is assumed that PET can be submitted to three ideal recycling loops, (i.e. 1 kg of PET produced results in 4 kg of PET usable) as was previously mentioned. The amount of energy required for PET recycling is also considered in the analysis.

The boundary is defined according to a cradle-to-grave approach (i.e. from raw material extraction to final disposal of the windows/bowls). It is assumed that the production of windows/bowls does not differ from the petrochemical-based alternative so it was excluded from the boundary.

A simplification of the systems investigated is shown in Figure 2. In the classical LCA approach, an attempt is made to compare the plastic bowls before and after modifications. It is necessary to make a decision regarding how to split the environmental impacts arising at the mill between the paper products and the LA/PLA. Several allocation approaches can be chosen. The International Organization for Standardization (ISO) [25] recommends avoiding allocation by dividing the process into two sub-

processes and to collect information separately for these two sub-processes. The first allocation procedure used in this case study (I_1) uses this approach in part because it was possible to compile balance inputs for the production of LA/PLA separately. However, the energy systems and effluent treatment are shared between the paper and LA/PLA production systems. In this first allocation procedure, the part allocated to LA/PLA was determined by subtraction (i.e. mill after modifications - mill before modifications = LA/PLA). The alternative approaches considered are to divide the impacts on an economic basis (e.g. income generated, I_2) and on the basis of mass (I_3). These procedures are summarized in Table 4.

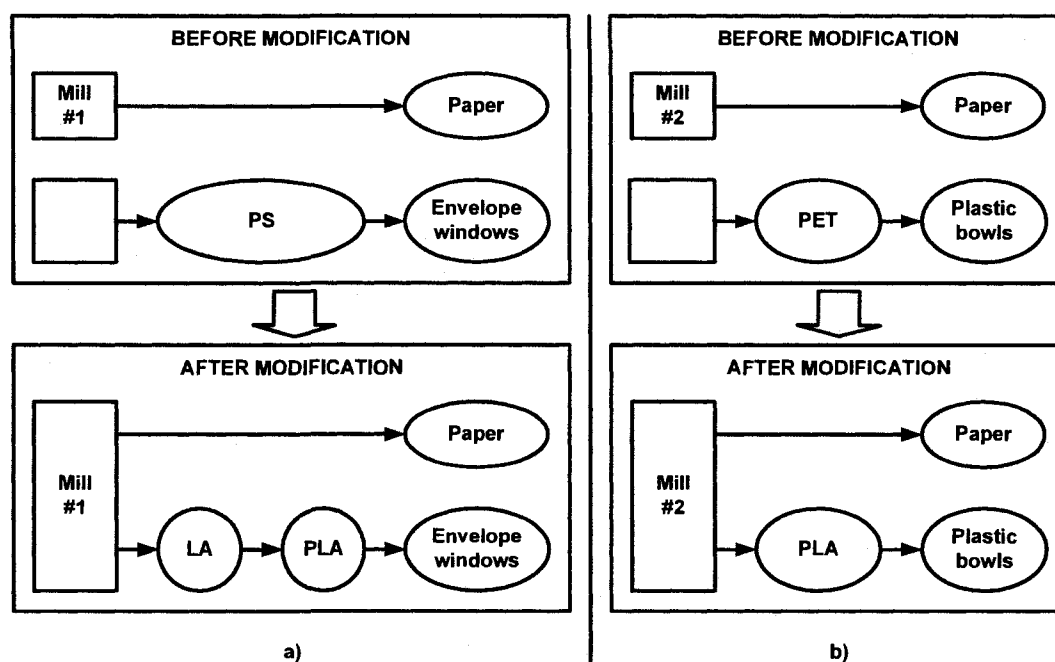


Figure 2: Simplification of the system investigated a) mill #1, b) mill #2

Table 4: Allocation procedure description

Allocation procedure		Mill #1		Mill #2	
#	Name	Paper products	LA	Paper products	PLA
I ₁	System subdivision	No allocation factor is calculated but the system is subdivided in order to determine which impacts are allocable to which system.			
I ₂ *	Economic	79%	21%	63%	37%
I ₃	Mass	85%	15%	81%	19%
I ₄	System expansion approach described in next section				
*Following assumptions are made regarding prices : Paper products : 1300 \$/ton, LA : 1900 \$/t, PLA : 3300 \$/t					

System expansion approach

The system expansion approach (I_4 in Table 4) consists of expanding the boundary to include the paper production in the comparison. The entire system before modification is compared to the entire system after modification (Figure 2). Using this approach the functional unit is now the production of a given number of envelope windows equal to 378 ton/day of PLA (401 ton/d of PS) and 2820 ton/day of paper in the case of mill #1, and, for mill #2, the production of a number of plastic bowls equivalent to 378 ton/day of PLA (525 ton/day of PET) and 1630 ton/day of paper.

This approach has the advantage that no arbitrary allocation procedure is required to split the environmental impacts between paper and LA/PLA. The system expansion also theoretically includes any other system that would be affected by the modification. For instance, the difference in purchased electricity is modeled using the identified affected technologies, as described previously, while in the classical approach only the specific electricity grids were included in the boundary (Southeast of USA grid in the case of mill #1, and Quebec grid in the case of mill #2).

Life cycle inventory

The systems are first modeled with data specific to the two mills. The model for producing PLA is based on the literature. The *ecoinvent* database is used for all other required data. Production of enzymes and micro-organisms is excluded from the study because no data is available.

Life cycle impact assessment

The impact assessment is performed using the IMPACT 2002+ method at the endpoint level [26]. It is comprised of four indicators: human health (HH), ecosystem quality (EQ), climate change (CC) and non-renewable resources (NRR). Normalization is performed using the global environmental profile of the organization (mill #1 + mill #2) before any modification. This was done by compiling the life cycle impacts associated with each of the two mills using a cradle-to-gate approach (from raw material extraction to distribution of products). This internal normalization procedure is the simplest one to apply.

Interpretation

In order to compare the two LCA approaches, it is necessary to express their results in an equivalent manner. The life cycle inventory is usually compiled differentially in the system expansion approach (i.e. only differences with the status quo are calculated). Thus, in order to make the results from the environmental profile obtained with the classical LCA approach comparable, it is necessary to also express them differentially. LCA results from PLA products will be subtracted from the results for the substitute (PS or PET product). Using this approach, a negative result signifies an improvement from the initial situation and a positive result actually indicates a detriment.

Selecting the preferred alternative

Normalization method

In LCA, the normalization step allows solving the problem of the non-commensurate units of the different indicators but, more importantly, it helps us to better understand the relative proportion or magnitude for each LCA impact category result and to judge their significance by putting them into context [27]. The second objective is very important in selecting the preferred alternative. The internal normalization approach discussed previously does not really achieve this objective. For this reason, a variety of external normalization approaches have been proposed [27]. These are, most generally, based on an estimate of the total impacts in that category for a reference system or region over a chosen time period. The main problem with these approaches are that 1) data are not always available to model the reference system, and 2) they give no information regarding what the technical and economic feasibility is in terms of improving the environmental performance, which is critical for design problems. For this reason, a normalization method based on the distance to the BAT (best available technologies) was proposed [8, 9, 15]. However, this approach is not applicable to the biorefinery context because no data is available regarding what the BATs are for such problems. In this paper, an approach based on the Best Theoretical Improvement (BTI) is proposed instead. The BTI is the total potential environmental benefits from the plastic substitution without any increase in environmental at the paper mill. The normalization will consequently be performed using a “distance-to-the-BTI” approach. The main advantage of this approach is to relate the results to a theoretically achievable benefit. The normalized environmental consequences can be calculated using Equation 1 (where N is the normalized environmental consequence, I is the non-normalized environmental consequence, i is the given environmental impact, S is the scenario investigated and org refers to the organization) and then interpreted (see Table 5).

$$N_{i,S} = \left(\frac{I_{i,S} - I_{i,BTI}}{I_{i,org}} \right) \quad (1)$$

Table 5: Interpretation of the normalization results

Result obtained	Interpretation
$N_{i,S} > (N_{i,M-1} \text{ or } N_{i,M-2})$	Scenario S results in an increase of impact i
$N_{i,S} = (N_{i,M-1} \text{ or } N_{i,M-2})$	Scenario S does not have any effect on impact i
$(N_{i,M-1} \text{ or } N_{i,M-2}) > N_{i,S} > 0$	Scenario S results in a reduction of impact i inferior to the BTI
$N_{i,S} = 0$	Scenario S results in a reduction of impact i equivalent to the BTI
$N_{i,S} < 0$	Scenario S results in a reduction of impact i superior to the BTI
M-1 : Mill #1 before modification, M-2 : Mill #2 before modification	

Sensitivity analysis

Several model parameters could be of importance to the results, either because they are highly uncertain or because they contribute significantly to the results. These will be identified and analyzed.

Weighting

Some trade-offs may exist between the different indicators used which would make it impossible to decide which alternative is preferable without weighting the indicators first. The effect of weighting on the conclusions will be discussed.

RESULTS AND DISCUSSION

Comparing classical LCA and system expansion approaches

The results of the comparison for mill #1 where the system expansion approach (I_4) can be interpreted as the net environmental consequence of the implementation of the IFBR are shown in Figure 3.

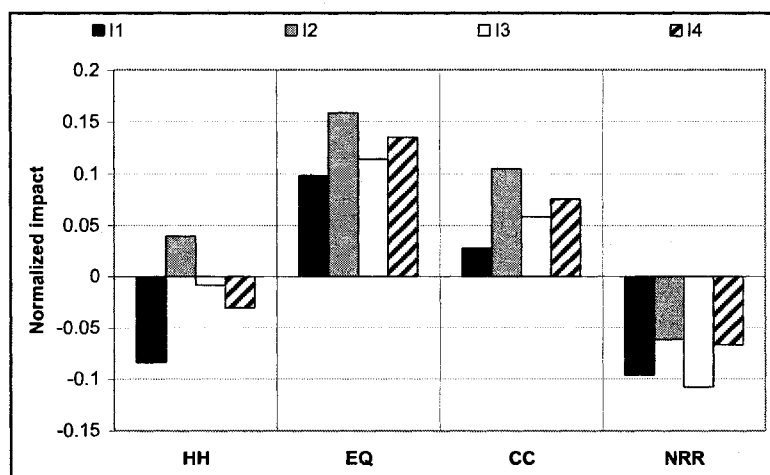


Figure 3: Comparing classical and system expansion approaches

This figure shows that none of the allocation procedures used is able to predict the net environmental consequence of implementing the IFBR. Usually, according to ISO [25], the first allocation procedure consisting of system subdivision (I_1) will be selected. Using this approach, it is assumed that the inputs and outputs of the different processes are a better explanation for the environmental impacts than the mass of products (I_3) or their economic value (I_2). However, this allocation procedure gives the worst result compared to the system expansion approach for most indicators (i.e. largest difference observed with I_4 is for I_1). In the cases of human health, ecosystem quality and climate change indicators, the mass allocation procedure (I_3) makes a better prediction although there is no direct causal relationship between the relative mass of the paper products and of LA and their environmental performance. Also, for this specific case study, the economic allocation (I_2) is a better prediction of the resources indicator. The results obtained for the human health indicator are of most interest. This indicator obtains positive and negative results depending on the allocation procedure selected. A positive result means that the envelope windows made of PLA perform worse than the ones made of PS and a negative result indicates that they perform better. This means that the selection of a different allocation procedure might lead to different conclusions.

Two observations can be made from the previous comments. First, contradictory conclusions may be made depending on the selected allocation procedure. Second, it is not possible to determine beforehand which allocation procedure will give better results. For instance, in this case, I_1 gave the best results for the human health, ecosystem quality and climate change indicators but I_2 was better concerning the resource indicator. One could argue that sensitivity analyses could be used to assess the effect of selecting one allocation procedure over another, but if different results are obtained, no rationale regarding which procedure to favour will be available.

Using LCA to evaluate the environmental implications of different forest biorefinery options is a design problem aiming at selecting the alternative with the lowest global environmental impact. Furthermore, IFBRs are complex systems which may involve a large number of products. In this case study, the products were limited to paper and PLA but the situation could have been different. For instance, it was assumed that the lignin from the chips used to produce PLA is used to produce energy. However, it could have been used to make several value-added products instead. Increasing the complexity of the IFBR makes any attempt to attribute the environmental impacts between large ranges of products less practical.

Selecting the preferred alternative

Best theoretical improvement

In order to apply the proposed normalization procedure, it is necessary to calculate the BTI. Figure 4 shows the obtainable improvement of substituting PS and PET. This figure shows that the two alternatives results in little benefit for the indicator of ecosystem quality. This is mainly because land use is much lower in the case of plastic production than in the case of paper production (forest operations) and land use contributes significant to this indicator. When considering the other indicators, the substitution of PS results in a larger improvement than the substitution of PET. This is because it is of greater benefit to substitute a non-recyclable resource than a recyclable one. The substitution of the PS is therefore regarded as the BTI and will be used for normalization.

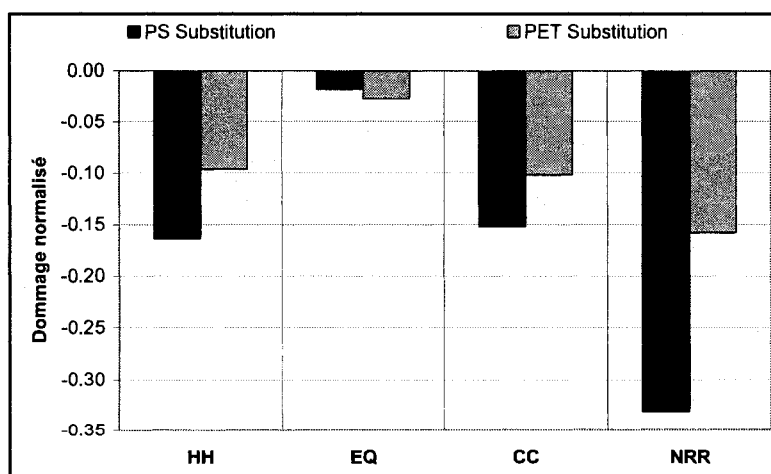


Figure 4: Determination of the BTI

LCA results for the implementation of the IFBR

Figure 5 shows the result obtained by expanding the boundaries of the system. It is considered here that a variation lower than 0.05 between the alternatives is too uncertain to be meaningful. The first observation is that the resource indicator may display the greatest improvement (biggest difference between M-1,2 and BTI). It is also possible to see from this figure that for the two mills, the human health indicator is hardly affected by the production of PLA. On the other hand, the implementation of the IFBR at mill #1 results in a significant increase in the impact of the ecosystems indicator because the increase in energy consumption is fulfilled by coal. This increase is less important in the case of mill #2 because it uses cleaner fuels and involves shorter transportation distances. A comparable result is obtained for the climate change indicator for the same reasons. Scenario S0-1 results in a significant improvement concerning the consumption of non-renewable resources. As discussed previously, this is due to the fact that it is more beneficial to replace PS with PET.

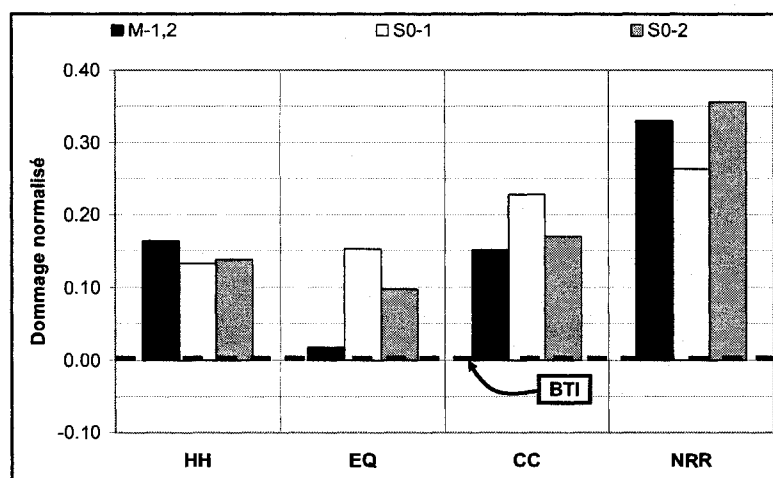


Figure 5: LCA results for the system expansion results (M1,2: initial state of the system, S0-1: scenario S0 applied to mill #1, S0-2: scenario S0 applied to mill #2)

Sensitivity analyses

Uncertain or contributing parameters include: mill energy consumption, acetic acid and nutrients consumption by the PLA process, electricity consumption by the PLA process, fermentation yield, transportation distances, and recyclability of PLA. Based on these parameters, sensitivity analyses were established and presented in Table 6.

Table 6: Sensitivity analyses

Description	Mill #1	Mill #2
Reducing energy consumption of the paper mill to BAT levels [18] (steam : 14 GJ/ton, electricity* : 4 GJ/t)	S1-1	S1-2
Reducing acetic acid consumption by a factor 2	S2-1	S2-2
Reducing glucose consumption by a factor 2	S3-1	S3-2
Reducing electricity consumption of the PLA process by a factor 2	S4-1	S4-2
Increasing fermentation yield to 90%	S5-1	S5-2
Transforming LA to PLA on-site	S6-1	N/A
Considering that PLA is recyclable at the same level as PET	N/A	S7-2
Selling the PLA produced at mill #2 to the customer defined for mill #1 and thus, substituting PS	N/A	S8-2

*Electricity consumption at mill #1 is already lower than 4 GJ/t

Results of sensitivity analyses are depicted in Figure 6 and Figure 7. Most sensitivity analyses (S2-1, S2-2, S3-1, S3-2, S4-1, S4-2, S5-1, S5-2 and S6-1) do not significantly affect the results.

However, for the human health and ecosystem quality indicators, the implementation of energy efficiency programs (S1-1, S1-2) leads to some significant benefits compared to the S0 scenario in the case of mill #1, but not in the case of mill #2. The main reason for this is the reduction of coal combustion and ash storage at the mill #1 site, whereas no coal is used at mill #2. These scenarios also result in a great improvement of the climate change and resource indicators at both mills due to the reduction in coal and natural gas consumption.

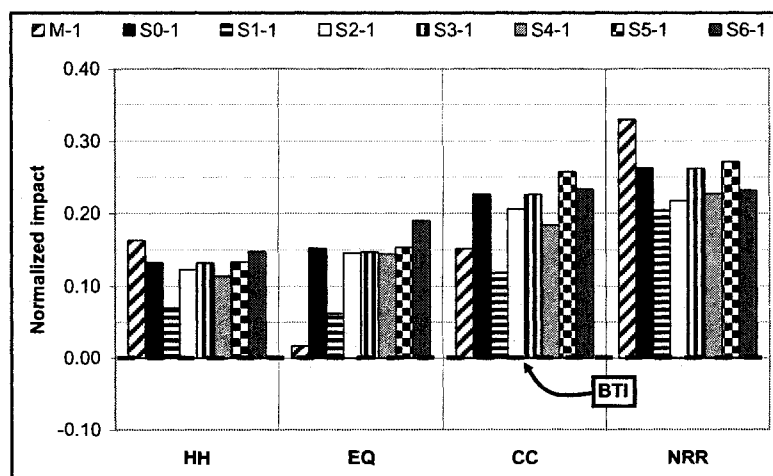


Figure 6: Sensitivity analyses results (mill #1)

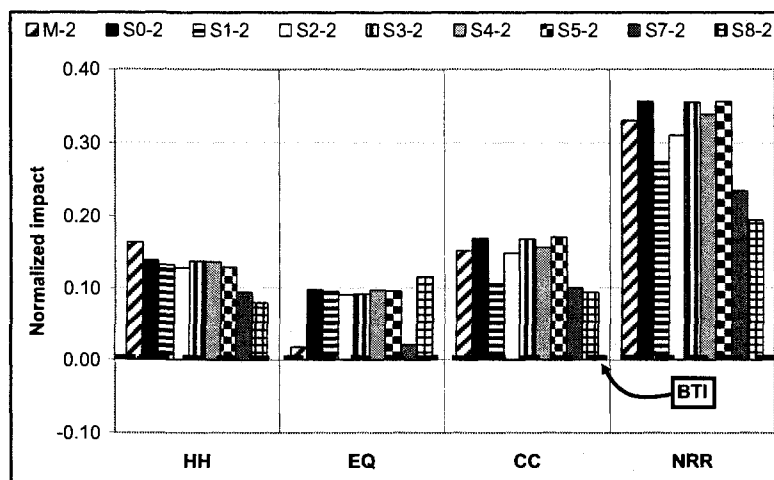


Figure 7: Sensitivity analyses results (mill #2)

Moreover, in the future, it is likely that PLA will be recyclable. This would have very significant benefits on ecosystem quality, climate change and resource indicators. This is because, when considering that PLA is recyclable, only a fraction of the mass is required to substitute an equivalent amount of PET. In this study, it was considered that PET and PLA are subject to three loops of recycling. The more PLA will be recyclable, the greater the benefits will be. Finally, assuming that PS will also be substituted by the PLA manufactured at mill #2 gives more interesting results for all indicators except human health. This is due to the fact that it is more advantageous to substitute PS than PET.

Selecting at which mill to implement the IFBR

To choose at which mill the IFBR should be implemented (from an environmental standpoint), the possibility of the mill undertaking energy efficiency programs should be considered. We might also consider that from an economic viewpoint, it is much more advantageous for mill #1 to sell its PLA locally as a substitute for PET. The environmental performance of the implementation of the IFBR process at mill #2 depends significantly on the possibility of recycling PLA, which is not currently in practice. Ideally, it would be useful to estimate the number of years before PLA will become recyclable in order to be able to make a linear combination of scenarios S1-2 and S7-2, and to make a decision. However, in this case, it was considered that the PLA is recyclable. Scenario S7-2 was amended to include the implementation of an energy efficiency program (S7-2'). The comparison between scenarios S1-1 and S7-2' is shown in Figure 8.

This figure shows that although the results for mill #2 (S7-2') show significant deterioration of the human health and climate change indicators compared to the status quo (M-1,2), it leads to environmental benefits superior to the BTI for the ecosystem quality indicator. On the other hand, implementing the IFBR at mill #1 is advantageous for the human health and resource indicators and neutral for the two others. Thus, the decision is not straightforward and requires weighting of the environmental indicators. Assuming that the HH, CC and NRR indicators would be assigned equivalent weight, the weight given to the EQ indicators should be greater than 55% if mill #2 is to be selected.

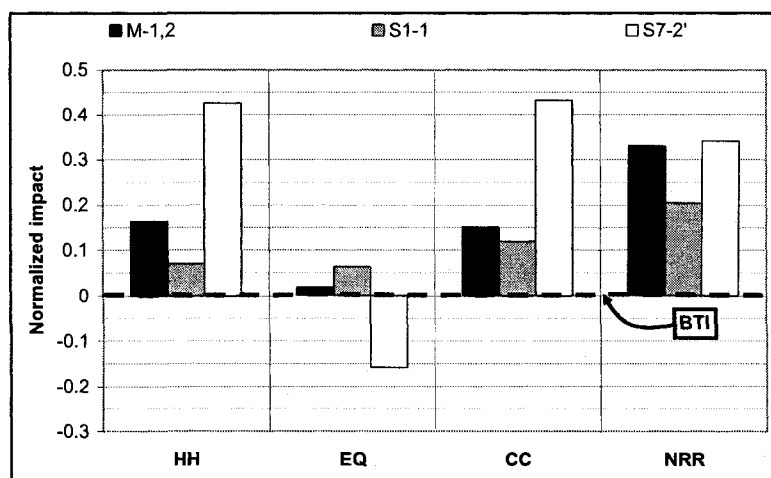


Figure 8: Comparison of S1-1 and S7-2' scenarios

CONCLUSION

In this paper, the classical LCA approach was applied for evaluating different IFBR alternatives. It was demonstrated that this approach does not lead to a pertinent evaluation because it involves the selection of an arbitrary allocation procedure to split the environmental impacts between the existing pulp and paper products and the products from the biorefinery process. Depending on which approach is selected, contradictory conclusions regarding the environmental superiority of the bio-product alternative to its petrochemical-based counterpart may be obtained. For this reason, a LCA approach based on system expansion was proposed. This approach does not attempt to allocate environmental burdens between the paper and other products produced at the paper mill. Rather, it defines a system which includes all potentially affected products and systems and calculates the change in environmental performance caused by implementation of the IFBR process. In summary, in the context of process design decision-making problems, such as the IFBR, it is not appropriate to assess the environmental performance of products. The evaluation should rather focus on the environmental consequences of implementing or new industrial systems or modifying existing ones.

In order to determine if the environmental consequences caused by implementation of the IFBR process are significant, a normalization method based on a distance-to-target method, where the BTI is the target, was proposed. This approach allows the results to be expressed in terms of what the theoretical environmental benefits of substituting petrochemicals may be.

Through application of the proposed approaches, it was demonstrated that the studied IFBR process is environmentally favourable, but only under certain conditions. First, better results are obtained by coupling the implementation with energy improvements at the mill. Also, if the petrochemical product substituted is recyclable, the bio-product should also be. Finally, efforts should be made to identify the petrochemicals for which the substitution has the greatest environmental benefits. However, the main objective of the case study was to demonstrate the proposed approach and not to determine the best way of implementing an IFBR process. In order to do so, more detailed process design, including the analysis of several scenarios and the corresponding LCA studies, would be required.

ACKNOWLEDGMENTS

This project was supported by Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC). The authors also wish to acknowledge Guy Martin of Domtar, Christopher Collard and Harald Barfod of Transelan and Mathieu Roberge of Cascades Plastiques for providing the support and data necessary for the realization of this work.

REFERENCES

- [1] P. R. Stuart, "The forest biorefinery: survival strategy or Canada's P&P sector?," *Pulp and Paper Canada*, vol. 107, no. 6, pp. 13-16, 2006.
- [2] National Renewable Energy Laboratory, "What Is a Biorefinery?," vol. 2008, 2007.
- [3] P. Axegard, "The future pulp mill – a biorefinery," in *1st International Biorefinery Workshop*, Washington DC, 2005.
- [4] V. Chambost, R. Eamer, and P. R. Stuart, "Systematic methodology for identifying promising forest biorefinery products," *Pulp and Paper Canada*, vol. 108, no. 6, pp. 30-35, 2007.
- [5] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [6] S. Abad, V. Santos, and J. C. Parajo, "Simulation of acetosolv pulping of Eucalyptus wood," *Journal of Wood Chemistry and Technology*, vol. 19, no. 3, pp. 225-246, 1999.
- [7] C. Gaudreault, R. Samson, J. Bisson, and P. R. Stuart, "Energy Decision Making in a Pulp and Paper Mill: Selection of LCA System Boundary," Submitted to *Journal of Cleaner Production*, vol. no. pp. 2008.
- [8] C. Gaudreault, R. Samson, J. Bisson, and P. R. Stuart, "Implications of Choices and Interpretation in LCA for Multi-Criteria Process Design; Part II: Implementing De-Inked Pulp Capacity and Cogeneration at a Paper Mill," Submitted to *Journal of Cleaner Production*, vol. no. pp. 2008.
- [9] C. Gaudreault, R. Samson, and P. R. Stuart, "Implications of Choices and Interpretation in LCA for Multi-Criteria Process Design; Part I: Methodological Aspects," Submitted to *Journal of Cleaner Production*, vol. no. pp. 2008.
- [10] A. Hugo and E. N. Pistikopoulos, "Environmentally conscious long-range planning and design of supply chain networks," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 15, pp. 1428-1448, 2005.
- [11] G. Rebitzer and K. Buxmann, "The role and implementation of LCA within life cycle management at Alcan," *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, no. 13-14, pp. 1327-35, 2005.
- [12] S. Spatari, Y. Zhang, and H. L. Maclean, "Life cycle assessment of switchgrass- and corn stover-derived ethanol-fueled automobiles," *Environmental Science and Technology*, vol. 39, no. 24, pp. 9750-9758, 2005.
- [13] G. Z. Fu, A. W. Chan, and D. E. Minns, "Life cycle assessment of bio-ethanol derived from cellulose," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 3, pp. 137-141, 2003.
- [14] J. Sheehan, A. Aden, K. Paustian, K. Killian, J. Brenner, M. Walsh, and R. Nelson, "Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol," *Journal of Industrial Ecology*, vol. 7, no. 3-4, pp. 117-146, 2004.
- [15] C. Gaudreault, "Using LCA to Enhance EMS: Pulp and Paper Case Study," Submitted to *Environmental Progress*, vol. no. pp. 2008.

- [16] P. R. Gruber, D. E. Henton, and J. Starr, "Polylactic Acid from Renewable Resources," in *Biorefineries - Industrial Processes and Products: Status Quo and Future Directions*, B. Kamm, P. R. Gruber, and M. Kamm, Eds. Weinheim, [Allemagne]: Wiley-VCH, 2006, pp. 381-407.
- [17] M. Crank, M. Patel, F. Marscheider-Weidemann, J. Schleich, B. Hüsing, and G. Angerer, "Techno-economic Feasibility of Large-scale Production of Bio-based Polymers in Europe," European Commission 2005.
- [18] European Commission, "Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry," European Commission 2001.
- [19] C. Vila, V. Santos, and J. C. Parajo, "Simulation of an organosolv pulping process: Generalized material balances and design calculations," *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 42, no. 2, pp. 349-356, 2003.
- [20] J. C. Parajo, J. L. Alonso, and V. Santos, "Lactic acid from wood," *Process Biochemistry*, vol. 31, no. 3, pp. 271-280, 1996.
- [21] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, and J. L. Alonso, "SSF production of lactic acid from cellulosic biosludges," *Bioresource Technology*, vol. 99, no. 10, pp. 4247-4254, 2008.
- [22] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, J. L. Alonso, and J. C. Parajo, "Sugar production from cellulosic biosludges generated in a water treatment plant of a Kraft pulp mill," *Biochemical Engineering Journal*, vol. 37, no. 3, pp. 319-327, 2007.
- [23] E. T. H. Vink, K. R. Rabago, D. A. Glassner, and P. R. Gruber, "Applications of life cycle assessment to NatureWorks(TM) polylactide (PLA) production," *Polymer Degradation and Stability*, vol. 80, no. 3, pp. 403-419, 2003.
- [24] E. T. H. Vink, D. A. Glassner, J. J. Kolstad, R. J. Wooley, and R. P. O'Connor, "The eco-profiles for current and near-future NatureWorks [registered trademark] polylactide (PLA) production," *Industrial Biotechnology*, vol. 3, no. 1, pp. 58-81, 2007.
- [25] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [26] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, and R. Rosenbaum, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, no. 6, pp. 324-330, 2003.
- [27] G. A. Norris, "The requirement for congruence in normalization," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 6, no. 2, pp. 85-88, 2001.

I. MODÉLISATION DE L'USINE BAT

General approach for modeling

The BAT mills has been defined using the IPPC standard [1] and the data was completed with other sources [2, 3] when needed. In the case where a range was available for the BAT technology the middle of the range was chosen. In the case where only typical values were available, the lower bound of the range was chosen. the information from the defined BAT mill must be used to model, using a CLCA approach, the environmental changes that will be caused by moving the studied mill to the BAT mill standards. Assumptions which minimized the environmental performance have always be selected in order to represent the best achievable improvement.

Characteristics

- Separation of less contaminated water from contaminated one and recycling of process water.
- Optimal water management (water loop arrangement).
- Reduction of fresh water consumption by strict separation of water loops and counter-current flows.
- Generation of clarified water for de-inking plants (flotation).
- Installation of an equalisation basin and primary treatment.
- Aerobic biological treatment.
- Partial recycling of treated water after biological treatment.
- Co-generation of heat and power.
- Improving existing steam boilers by installation of low NOx technology and by using low sulphur fuel or controlling S emissions.
- Using renewable sources like wood or wood waste to reduce the emissions of fossil CO2 (IPPC recommends using renewable fuels only if it is own fuel. However, from a life cycle standpoint, using renewable fuel is clearly the best option.).
- Minimisation the generation of solid waste and recover, re-use and re-cycle re-usable materials as far as possible.
- Separate collection of waste fractions at source and, if necessary, intermediate storage of residuals/waste, to allow for a greater proportion to be reused or recycled rather than landfilled.

- Optimising the fibre recovery by upgrading of stock preparation plants.
- Optimisation of the amount of cleaning stages in the stock preparation.
- Dissolved air flotation (DAF) to recover fibres and fillers and to clarify process water.
- Efficient reject and sludge handling on-site (de-watering) to enhance dry solids content in order to improve the incineration properties.
- Reduction of the amount of waste to be landfilled. Identification of possibilities for recovery operations and - if feasible - utilisation of waste for material recycling or incineration of rejects and sludge with energy recovery, if feasible. Produced ash can often be used as raw material in the building materials industry. Different options for incineration of rejects and sludge are available. The applicability is limited by the size of the mill.

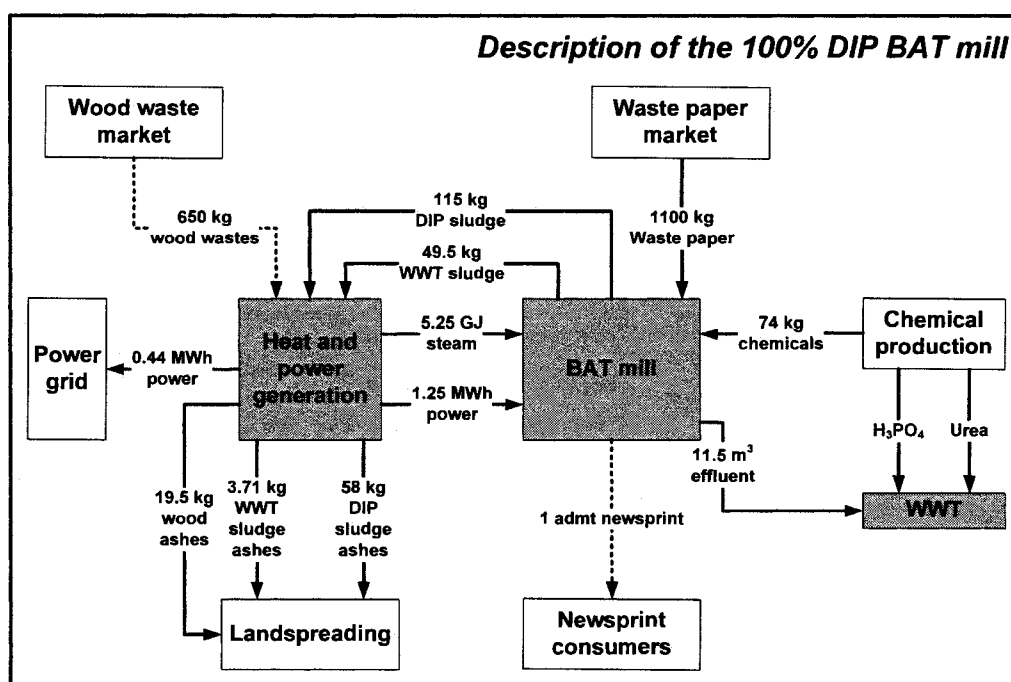


Figure 1: 100% DIP BAT mill

Data

Inputs and outputs

The Tables 1 and 2 present the inputs and outputs. All data are expressed per 1 ADt of paper.

Table 1: Inputs in the 100% BAT Mills (excluding power generation)

Input	Value	Unit	Comment
Resources			
Water		m3	
Fiber supply			
Waste paper	1100	kg	83% yield, 1020 kg pulp/kg paper
Repulping chemicals			
Hydrogen peroxide	5.1	kg	Typical: 0.5-1.0% pulp
Sodium hydroxide	5.1	kg	Typical: 0.5-1.0% pulp
Sodium silicate	10.2	kg	Typical: 1.0-2.0% pulp
Flotation chemicals			
Soap	5.1	kg	Typical: 0.5-1.0% pulp Assumed as fatty acids.
Bleaching chemicals			
Hydrogen peroxide	10.2	kg	Typical: 1.0-2.0% pulp
Sodium hydroxide	0.0	kg	Typical: 0.0-0.2% pulp
Sodium silicate	10.2	kg	Typical: 1.0-1.8% pulp
Sodium dithionite	4.1	kg	Typical: 0.4-1.0% pulp
Other pulping chemical			
Flocculant	5.1	kg	Typical: 0.5-1.0 kg/ADt pulp
WWT Chemicals			
Phosphoric acid	0.79	kg	0.01 kg P/kg BOD x 20 kg BOD brute/ADt paper = 0.25 kg P
Ammonia	1.2	kg	0.05 kg N/kg BOD x 20 kg BOD brute/ADt paper = 1 kg N
Energy consumption by the process			
Electricity	1.23	MWh	BAT: 1-1.5 MWh/ADt
Steam consumption (GJ/ADt paper)	5.25	GJ	BAT: 4-6.5 GJ/ADt

Table 2 : Outputs in the 100% BAT Mills (excluding power generation)

Outputs	Value	Unit	Comment
<i>Emissions from WWT</i>			
Water	11.5	m ³	BAT: 8-15 m ³ /ADt
BOD ₅	0.125	kg	BAT: < 0.05-0.2 kg/ADt The lower end of the BOD emission range indicates an almost complete removal of biodegradable organic matter. It should be understood as such and not be taken as a precise figure.
COD	3.0	kg	BAT: 2.0-4.0 kg/ADt
TSS	0.2	kg	BAT: 0.1-0.3 kg/ADt
P-tot	0.0075	kg	P-tot (BAT) : 0.005-0.01 kg/ADt
N-tot	0.075	kg	N-tot (BAT): 0.05-0.1 kg/ADt Emissions of N and P depend on the optimised dosage of these nutrients to the biological wastewater treatment plant. To achieve low emissions a certain fine-tuning of the added nutrient feed is required.
<i>Solid wastes</i>			
Deinking sludge (kg/Adt paper)	96		<ul style="list-style-type: none"> – Typical: 8-13% of waste paper in – To be burnt – 12 MJ/dry kg
Process water clarification sludge (kg/Adt paper)	24		<ul style="list-style-type: none"> – Typical: 2-5% of waste paper in – To be burnt – Considered as WWT sludges
Waste water sludge (kg/Adt paper)	12		<ul style="list-style-type: none"> – Typical: 1% of waste paper in – To be burnt – Mixed sludge: 19 MJ/dry kg
Wood ashes	19,5		<ul style="list-style-type: none"> – See calculations below. – IPPC recommends to landspread the ashes or to put it into building material. Landspreading is often prohibited by law and incorporating it into building materials represents a too big uncertainty from LCA standpoint (Into which material? Replacing what? Are there customers for that for closed to the mill?). For this reason in the BAT mill LCA ashes are landfilled.
Effluent ashes	3,7		
DIP ashes	58,0		

Power generation

- Cogeneration from wood and sludge (High efficiency cogeneration plant)
 - Steam production efficiency: 80-93% (86%, IPPC)
 - Turbine efficiency: 40-70% heat and 45-20% electricity (to be consistent with the options studied, we choose a high electricity production)
 - In clear, this means that for 1 MJ of fuel input, 0.86 MJ of steam will be produced and, from this 0.86 MJ, 0.34 MJ of steam will be available for the process, 0.39 MJ (0.11 kWh) of electricity will be produced and 0.13 MJ will be lost (.84 is attributable to the mill usage)
 - Wood 20.2 MJ/kg dry
 - Effluent sludge: 19 MJ/dry kg [2]
 - Deinking sludge: 12 MJ/dry kg [2]
- For 1 ADt of paper the steam requirements by the process is 5.25 GJ meaning that:
 - Heat input required: 15.4 GJ
 - Heat input from effluent sludge: $33.0 \text{ dry kg} \times 19 \text{ MJ/dry kg} = 0.63 \text{ GJ}$
 - Heat input from deinking sludge: $88 \text{ dry kg} \times 12 \text{ MJ/dry kg} = 1.06 \text{ GJ}$
 - Heat input that has to be supply by woodwastes = $13.7 \text{ GJ} = 679 \text{ dry kg of wood}$
- Electricity balance:
 - Produced by cogeneration: 1.69 MWh
 - Purchased from the grid: 0 MWh
 - Required by the process: 1.25 MWh
 - Sold to the grid: 0.44 MWh

Emissions from wood combustion

Emissions are presented at Table 3.

Table 3 : Emissions from wood combustion

Emission	Amount (mg/MJ)	Amount (g/kg dry wood)	Comment	Reference
CO ₂ , biogenic	83986	1695	Average.	USEPA AP42
CH ₄	9.03	0.18	Average.	USEPA AP42
N ₂ O	5.60	0.113	Average.	USEPA AP42
Total particulate matter	7.32	0.15	With all particulates controls.	USEPA AP42
SO ₂	3.71	0.075	Mill SO ₂ emissions.	Mill data
NO _x	60	1616	BAT: 60-100 mg/MJ fuel for small boilers 40-70 mg/MJ fuel for large boilers with SNCR.	IPPC
VOC	7.31	0.148	Average.	USEPA AP42
CO	73.2	1.49	Fluidized bed.	USEPA AP42

Emissions from sludge combustion

Consider as the same as emissions from wood combustion on a per dry kg basis.

Ashes production

These are presented at Table 4.

Table 4 : Ash production

Ash type	Amount	Unit/ADt	Comment
Wood ashes (kg/kg wood)	19.5	kg	– Typical ash content of bark: 2-10% (Matty: 3%)
Effluent sludge ashes (kg/kg sludge)	3.71	kg	– Typical ash content: ▪ Matty (Kraft et Oreder): 7.5%
Sludge ashes (kg/kg sludge)	58	kg	▪ Matty (Kraft et Oreder): 40-60%

Transportation

Transportation profile is considered constant compared to newsprint mill.

Differential mass balances

Differential mass balances are presented at Table 5.

Table 5 : Differential balances

Input	Unit	Base case	BAT Mill	Difference	CLCA assumption	Comment
Resources						
Water	m3	40,7		-40,7	Reduction of resource utilization.	
Fiber supply						
Waste paper feedstock	kg	187,2	1200	1012,8	Demand is completely elastic (all additional paper is deviated from landfill).	-
Chips	kg	904,2	0	-904,2	Chip reduction results in a reduced chip production in other systems and reduced forest operations.	-
DIP and bleaching chemicals						
Hydrogen peroxide	kg	1,9	15,3	13,4	Changes in chemical consumption will be compensated by a proportional increase/decrease of production.	In the base case for both TMP and DIP.
Sodium hydroxide	kg	4,0	5,1	1,1		-
Sodium silicate	kg	2,6	20,4	17,8		-
Fatty acids (soap)	kg	1,3	5,1	3,8		-
Sodium dithionite	kg	0	4,1	4,1		-
Flocculant	kg	0,1	5,1	5,0		-
Calcium chloride	kg	0,2	0	-0,2		-
Biocides	kg	0,1	0,1	0		-
TMP Chemicals						
Sulfur dioxide	kg	6,2	0	-6,2	Changes in chemical consumption will be compensated by a	In the base case for both TMP and DIP.

Input	Unit	Base case	BAT Mill	Difference	CLCA assumption	Comment
Borol	kg	2,6	0	-2,6	proportional increase/decrease of production.	-
DTPA	kg	0,8	0	-0,8		-

WWT chemicals

Ammonia	kg	1,3	1,2	-0,1	Changes in chemical consumption will be compensated by a proportional increase/decrease of production.	-
Phosphoric acid	kg	1,1	0,8	-0,3		
Lime	kg	0,1	0	-0,1		

Energy

Purchased electricity	MWh	2,8	0	-2,8	A decrease of electricity consumption or an increase of electricity production at the mill will result in a decrease of electricity production by the marginal technology (coal).	-
Sold electricity	MWh	0,01	0,44	0,43		-
Steam from natural gas	MJ	2933	0	-2933	Reduction of related emissions.	-
Steam from wood wastes	MJ	4874	0	-4874	Reduction of related emissions.	-
Steam from sludge	MJ	1045	0	-1045	Reduction of related emissions.	-
Steam from wood wastes (BAT)	MJ	0	13700	13700	Increase of related emissions.	-
Steam from sludge (BAT)	MJ	0	1690	1690	Increase of related emissions.	-

Fuels

Natural gas	m3	77,5	0	-77,5	Natural gas is considered as unconstrained. A change in the investigated system will result in a proportional change in production.	-
Wood waste	kg	241	679	438	Wood waste is considered unconstrained meaning that there is unused waste available. It has been assumed that extra waste required is currently incinerated.	-

Transports

Transport, lorry 16t/RER S	tkm	69		-69	Reduction of related emissions.	-
----------------------------	-----	----	--	-----	---------------------------------	---

Input	Unit	Base case	BAT Mill	Difference	CLCA assumption	Comment
Transport, lorry 32t/RER S	tkm	262		-262	Reduction of related emissions.	-
Transport, freight, rail/RER S	tkm	1091		-1091	Increase of related emissions.	2,44 tkm/kg waste paper,

References

- [1] E. Commission, "Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) - Reference Document on Best Available Techniques in the Pulp and Paper Industry," European Commission 2001.
- [2] D. L. Kraft and H. C. Orender, "Considerations for Using Sludge as a Fuel," Tappi Journal, vol. 76, pp. 175-183, Mar 1993.
- [3] L. Gèotssching, H. Pakarinen, Suomen Paperi-insinöörien Yhdistys., and Technical Association of the Pulp and Paper Industry., Recycled fiber and deinking. Helsinki, Finland Atlanta, Ga.: Fapet Oy ; TAPPI, 2000.

J. ACV À UNE USINE KRAFT

Note explicative :

Le rapport original a été modifié afin d'éliminer toute information pouvant nuire à la confidentialité du client industriel.

Définition de l'objectif et du champ de l'étude

Dans les sections qui suivent, la première phase de l'analyse du cycle de vie (ACV), à savoir la définition des objectifs et du champ de l'étude, est décrite en suivant la norme ISO. Ce chapitre présente ainsi le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'ACV.

Objectif de l'étude

But de l'étude

Le but de cette ACV est de caractériser le cycle de vie de la production (pâte, papier et autres sous-produits) à une usine de papier (pâte kraft) et de fournir des informations environnementales concernant ses différentes étapes, mais excluant l'utilisation et la gestion en fin de vie. L'implantation d'un procédé de désencrage déplaçant la production de pâte kraft sera aussi évaluée.

Application envisagée et public concerné

L'objectif ultime du client est de développer un outil de prise de décisions intégrant les principes cycle de vie. Les résultats de l'étude sont donc destinés à un usage interne par la compagnie et pourront être publiés dans des journaux scientifiques.

Champ de l'étude

Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence

L'ACV porte non pas sur un produit, mais sur une ou plusieurs fonctions remplies par ce produit. L'analyse vise donc la quantité de produits requise pour remplir la fonction étudiée, ce qui assure la comparabilité d'options alternatives ayant des performances différentes. L'unité fonctionnelle représente quant à elle la quantification de la fonction étudiée, tandis que les flux de référence permettent de relier la performance d'un système à l'unité fonctionnelle (c.-à-d. qu'ils représentent la quantité de produit requise afin de remplir la fonction exprimée par l'unité fonctionnelle).

Fonction

La fonction principale du système étudié est de produire et livrer aux clients des produits papetiers (pâtes et papiers) ainsi que tous les sous-produits associés au procédé (térébenthine, tallöl, boues valorisées). Puisque l'objectif de l'étude est d'établir un éco-profil des procédés de l'usine les sous-produits ne sont pas exclus. Leur valorisation n'est pas étudiée non plus. S'il devenait nécessaire de comparer les produits de l'usine avec d'autres produits, il serait nécessaire d'imputer entre les co-produits.

Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle se définit comme suit :

« La production et la livraison de 1 tonne métrique séchée à l'air (admt) de produits papetiers ainsi que des sous-produits associés, en 2004 ».

L'unité fonctionnelle réfère à une admt « moyenne » c.-à-d. représentant l'ensemble des produits générés par le système de produits en 2004. Ainsi, tous les flux entrants et sortants du système sont normalisés, sur une base annuelle, par rapport à la production totale en 2004.

Flux de référence

Le flux de référence pour cette étude correspond à la quantité de produits générés par admt de produits papetiers, soit :

- 850 kg de papiers divers;
- 120 kg de pâte de feuillus marchande;
- 30 kg de pâte de résineux marchande;
- 1 kg de térébenthine;
- 21 kg de tallöl;
- 8 kg de boues vendues.

Frontières du système

Les frontières du système identifient les étapes, processus et flux considérés dans l'ACV. Elles devraient inclure : 1) toutes les activités pertinentes à l'atteinte des objectifs de l'étude et donc, nécessaires à la réalisation de la fonction étudiée ; et 2) tous les processus et flux contribuant de manière significative à l'impact environnemental potentiel. Les paragraphes suivants en présentent une description générale, ainsi que les frontières géographiques et temporelles du système étudié.

Description du système étudié

Un schéma des frontières du système étudié est présenté à Figure 1. Le système a été d'abord séparé en 3 principaux sous-systèmes : le système d'avant-plan, le système d'arrière-plan ainsi que les transports primaires (transports à l'usine et à partir de l'usine).

Le système d'avant-plan (en jaune sur la figure) inclut toutes les activités directement contrôlées par la compagnie produisant les produits de papiers. Dans ce cas spécifique, toutes ces activités sont situées sur le site de production du papier. Le système d'avant-plan peut être divisé en activités de production (incluant la préparation des copeaux et de l'écorce, la mise en pâte et le blanchiment, la fabrication du papier et le séchage de la pâte marchande ainsi que toutes les activités connexes) et en activités de gestion des rejets sur site.

Le système d'arrière-plan, quant à lui, comprend en toutes les autres activités (non contrôlées par le fabricant de papier) requises pour la production des fonctions du système, à l'exception des transports primaires. Il inclut l'approvisionnement (chimiques, combustibles, énergie, etc.), l'approvisionnement en fibres (opérations

forestières, activités de sciage) ainsi que la gestion des rejets hors site. L'utilisation et la fin de vie du papier et de la pâte (ainsi que des sous-produits) font aussi partie du système d'arrière-plan, mais elles sont exclues de la présente étude.

La liste des processus élémentaires inclus dans le système étudié est présentée au Tableau 1. Plus de détails concernant chacun de ces processus sont présentés à la section 0.

Or, cette liste n'est valable que pour l'évaluation du profil environnemental de l'usine en 2004. L'implantation d'un procédé de désencrage sera traitée par expansion des frontières.

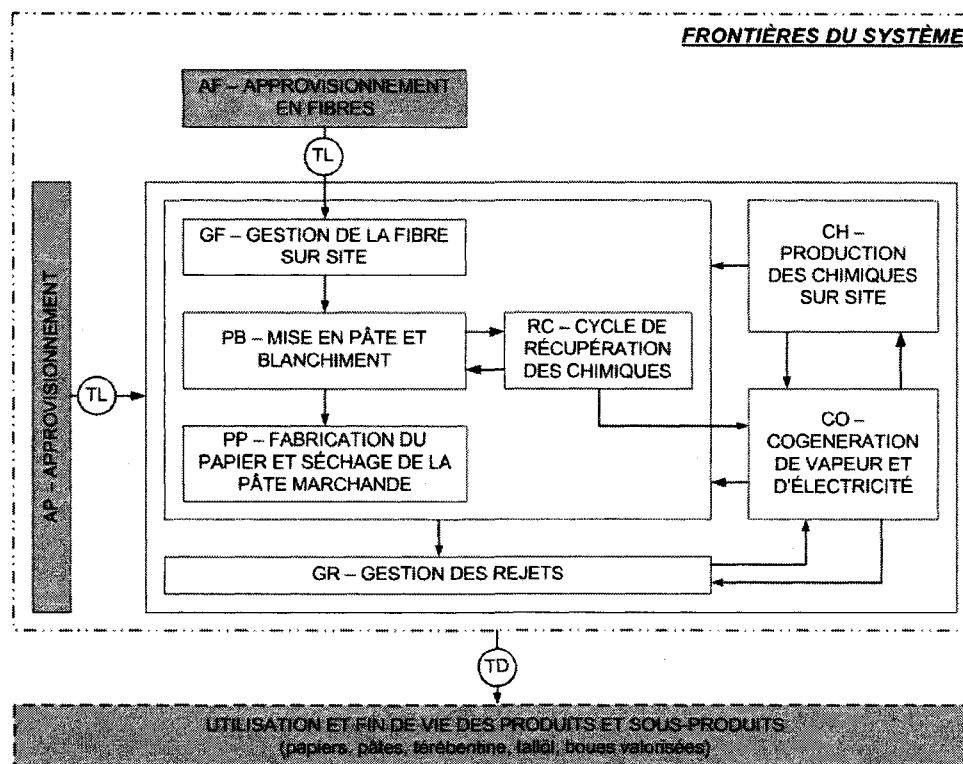


Figure 1 : Frontières du système étudié
(en blanc : processus d'avant-plan, en gris : processus d'arrière-plan, ligne pointillée : processus exclus, TL : livraison des matières premières, TD : distribution des produits et sous-produits)

Tableau 1 : Liste des processus élémentaires inclus dans l'étude

	Sous-système	No. du processus	Nom du processus
ARRIÈRE-PLAN	AP – Approvisionnement	AP01-AP52	Pour une liste des processus voir section 0.
	AF – Approvisionnement en fibres	AF01	Approvisionnement en rondins (HWD)
		AF02	Approvisionnement en rondins (SWD)
		AF03	Approvisionnement en copeaux (HWD)
		AF04	Approvisionnement en copeaux de (SWD)
		AF05	Approvisionnement en écorce
AVANT-PLAN	GF – Gestion de la fibre sur site	GF01	Préparation des copeaux (HWD)
		GF02	Préparation des copeaux (SWD)
		GF03	Gestion de l'écorce
	PB – Mise en pâte et blanchiment	PB01	Mise en pâte (HWD, ligne 1)
		PB02	Blanchiment (HWD, ligne 1)
		PB03	Mise en pâte (HWD, ligne 2)
		PB04	Blanchiment (HWD, ligne 2)
		PB05	Mise en pâte (SWD)
		PB06	Délicatification à l'oxygène
		PB07	Blanchiment SWD
	PP – Fabrication du papier et séchage de la pâte marchande	PP01	Fabrication du papier
		PP02	Séchage de la pâte marchande (HWD)
		PP03	Séchage de la pâte marchande (SWD)
	RC – Cycle de récupération des chimiques	RC01	Mélange de la liqueur noire faible (WBL)
		RC02	Évaporation de la liqueur noire (ligne 1)
		RC03	Préparation de la liqueur verte (bouilloire de récupération, dissolution et clarification; ligne 1)
		RC04	Évaporation de la liqueur noire (ligne 2)
		RC05	Préparation de la liqueur verte (bouilloire de récupération, dissolution et clarification; ligne 2)
		RC06	Mélange de la liqueur verte (GL)

Sous-système	No. du processus	Nom du processus
CO – Cogénération de vapeur et d'électricité	RC07	Préparation de la liqueur blanche (extincteur à chaux, caustification et four à chaux; ligne 1)
	RC08	Préparation de la liqueur blanche (extincteur à chaux, caustification et four à chaux; ligne 2)
	RC09	Mélange de la liqueur blanche
	CO01	Bouilloire #1
	CO02	Bouilloire #2
	CO03	Bouilloire #3
	CO04	Bouilloire auxiliaire #1
	CO05	Bouilloire auxiliaire #2
	CO06	Collecteur de vapeur haute pression
	CO07	Turbines
CH – Production des chimiques sur site	CO08	Collecteur de vapeur moyenne et basse pression
	CO09	Distribution d'électricité
	CO10	Production de l'eau de bouilloire
	CH01	Production de l'eau d'usine
	CH02	Production du dioxyde de chlore (ERCO)
GR – Gestion des rejets	CH03	Production du dioxyde de chlore (SVP)
	CH04	Mélange de dioxyde de chlore
	CH05	Production du carbonate de calcium précipité (PCC)
	GR01	Traitement des effluents et des boues
	GR02	Enfouissement des boues
	GR03	Enfouissement des dépôts et impuretés (« dregs and grits »)
	GR04	Entreposage des cendres
	GR05	Enfouissement des déchets généraux

	Sous-système	No. du processus	Nom du processus
SCÉNARIO	DP - Désencrage	DP01	Production et blanchiment de la pâte désencrée

Implantation d'un procédé de désencrage

L'option de procédé évaluée consiste en l'implantation d'un procédé de désencrage de 300 t/j à l'usine. Pour l'évaluation de cette option, les hypothèses suivantes seront posées concernant l'impact sur le procédé :

- L'implantation d'un procédé de désencrage de 300 t/j représente l'addition de 15% de fibres recyclées dans le papier déplaçant la production de pâte à partir de fibres vierges (HWD, les deux lignes proportionnellement).
- Même si leur production diminue, la consommation électrique des lignes de pâte de feuillus demeure constante.
- L'usine réduira ses achats de copeaux et non de rondins.
- L'usine devra augmenter sa production de vapeur pour compenser la réduction de production de liqueur noire. Cette augmentation se fera à l'aide de charbon qui est le combustible le moins dispendieux.

L'évaluation de l'impact environnemental se fera à l'aide d'une approche différentielle d'expansion des frontières, c'est-à-dire que seuls les processus élémentaires affectés par la modification du système seront inclus. Ces processus peuvent se trouver dans le sous-système d'avant-plan, celui d'arrière-plan ainsi que dans le sous-système d'arrière-plan étendu. En effet, l'implantation d'un procédé de désencrage à l'usine peut avoir des effets indirects sur d'autres systèmes. Ces effets indirects seront considérés dans l'étude. Ces effets indirects concernent principalement l'approvisionnement en fibres recyclées et en électricité achetée. Les hypothèses suivantes seront posées :

- La consommation de fibres recyclées par l'usine aura un effet sur le marché des fibres recyclées ainsi que sur la fin de vie de celles-ci. Selon la méthode proposée par Ekvall et Weidema [1] ainsi que les données résumées par Ekvall [2], il sera

supposé que 56% sera dévié de la fin de vie, considérée ici comme l'enfouissement²⁰ et que 44% de la quantité de fibre recyclées sera dévié d'autres usages²¹ et que de la pâte vierge kraft devra être produite pour compenser.

- L'augmentation de la consommation d'électricité consommée à l'usine due à l'implantation du procédé de désencrage est compensée par une consommation accrue d'électricité fournie par le réseau de l'Arkansas. Or, l'effet net sera d'augmenter la production d'électricité produite à l'aide du combustible le moins cher et le plus facilement disponible. Dans ce cas, il s'agira du charbon.

Frontières géographiques

Les frontières géographiques concernent différents aspects en ACV puisque :

- Les ressources impliquées peuvent provenir de différentes régions du monde ;
- Les infrastructures, telles que les systèmes de transport, de production d'énergie (le réseau électrique, par exemple) et de gestion des déchets, diffèrent selon les régions ;
- La sensibilité de l'environnement aux différents polluants varie d'une zone géographique à l'autre.

Ainsi, la présente étude vise la production de produits papetiers et des sous-produits reliés aux États-Unis (Arkansas) et sa livraison sur le territoire nord-américain.

Les processus associés à l'approvisionnement en énergie et en matières premières, ainsi qu'à la gestion des rejets générés à l'une ou l'autre de ces étapes, peuvent quant à eux avoir lieu n'importe où dans le monde.

²⁰ La fibre déjà récoltée est déviée temporairement de la fin de vie, car elle y terminera ultimement lorsqu'elle deviendra non utilisable. Cependant, le fait de dévier cette fibre empêche la mise en circulation de fibres supplémentaires (production de pâte à partir de fibres vierges) qui elles devront être aussi gérées en fin de vie. Il en résulte donc une diminution nette en fin de vie. L'hypothèse selon laquelle les quantités de fibres temporairement et ultimement déviées sont équivalentes est posée.

²¹ Selon l'AF&PA [3] American Forest & Paper Association, "Recovered Paper Statistics - 2004 Edition," 2004., le papier d'impression récupéré est utilisé de la façon suivante: papier tissu (22%), carton (19%), papier d'impression (11%), papier journal (2%) et exportations et autres (47%).

Frontières temporelles

Les frontières temporelles d'une ACV concernent :

- La période définie par l'unité fonctionnelle considérant les périodes de production, de distribution, d'utilisation (durée de vie) et de gestion en fin de vie des produits ;
- La période d'effet des substances inventoriées.

Pour le cas à l'étude, la période définie par l'unité fonctionnelle est l'année 2004. Toutes les activités durant cette période sont donc incluses dans les frontières du système (c.-à-d. les activités de fabrication et de distribution du produit, incluant son approvisionnement en matières premières et la gestion de ses déchets d'opération). Il est à noter que certains processus compris dans ces frontières peuvent générer des émissions sur une plus longue période. Par exemple, l'enfouissement des déchets engendre des émissions (biogaz et lixiviat) sur une période de temps dont la longueur (de quelques décennies à plus d'un siècle, voire des millénaires) dépend de la conception et des paramètres d'opération des cellules d'enfouissement et de la modélisation de leurs émissions dans l'environnement.

D'autre part, l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) des substances inventoriées doit en principe être considérée sur une période de temps infinie, c.-à-d. qu'elle doit considérer l'étendue complète de la persistance et de l'effet de ces substances dans l'environnement. Toutefois, des choix de modélisation différents peuvent être justifiables pour réduire l'incertitude des résultats. C'est le cas de l'effet potentiel des émissions de gaz à effet de serre, qui peut être quantifié sur une période de 20, 100 ou 500 ans, tandis qu'une période de temps infinie est normalement utilisée pour quantifier l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique, les effets toxiques et écotoxiques, etc. Les modèles et hypothèses employés pour l'ÉICV sont présentés à la sous-section 0.

Approche d'imputation

Comme l'étude consiste en un profil environnemental de toutes les activités « procédé » de l'usine, aucune imputation n'est nécessaire concernant les coproduits. De plus, pour l'évaluation des options de désencrage, une expansion des frontières sera effectuée afin d'évaluer l'ensemble (dans les limites de l'incertitude) des conséquences environnementales associées à l'implantation du procédé. De cette façon, l'imputation sera évitée.

Méthode d'évaluation des impacts

La méthode IMPACT 2002 + [4] a été sélectionnée pour l'évaluation des impacts. Les impacts environnementaux et les dommages, tel qu'illustré au Tableau 2.

Tableau 2 : Catégories de dommage et catégories d'impact de la méthode IMPACT 2002+

Catégorie de dommage	Catégorie d'impact
Santé humaine (HH)	Effets cancérogènes (C)
	Effets non cancérogènes (NC)
	Effets respiratoires dus aux substances inorganiques (ERI)
	Radiations ionisantes (RI)
	Détérioration de la couche d'ozone (DCO)
	Oxydation photochimique (OP)
Qualité des écosystèmes (EQ)	Écotoxicité aquatique (ECO A)
	Écotoxicité terrestre (ECOT)
	Acidification/eutrophisation terrestre (AT)
	Occupation des terres (OT)
Changement climatique (CC)	Réchauffement global (RG)
Ressources (R)	Énergies non renouvelables (ENR)
	Extraction minière (EM)
Aucun lien avec une catégorie de dommage	Acidification aquatique (AA)
	Eutrophisation aquatique (EUTROA)

Méthode de calcul

Le calcul de l'inventaire et l'évaluation des impacts potentiels associés aux émissions inventoriées sont réalisés à l'aide du logiciel SimaPro, développé par Pré Consultants (www.pre.nl).

Revue critique

Comme cette étude n'est pas destinée à des fins de divulgation publique, aucune revue critique n'a été effectuée.

Applications et limites de l'ACV

Les résultats de la présente ACV peuvent être utilisés pour :

- Identifier les aspects environnementaux significatifs associés à la production et la distribution de produits de papier ;
- Identifier des options d'amélioration de ce profil environnemental et les évaluer de manière à identifier les conditions pour lesquelles une alternative semble préférable à l'autre ;
- Évaluer les impacts environnementaux potentiels liés à l'implantation d'un procédé de désencrage.

Les principales limites pouvant cependant être soulevées relativement aux conclusions obtenues concernent :

- L'applicabilité des hypothèses employées.
- La complétude et la validité des données d'ICV étant donné :
 - Le risque d'omission de flux significatifs dû au manque de données, considérant que les frontières du système sont fixées sur la base des informations fournies par CGT et des données génériques disponibles ;
 - La représentativité temporelle, géographique et technologique des données utilisées.
- La complétude et la validité des méthodes d'ÉICV étant donné :
 - Le risque d'omission de flux significatifs considérant que les méthodes d'ÉICV ne couvrent pas toutes les substances contribuant aux diverses catégories d'impact, ni tous les impacts environnementaux associés aux

activités humaines (p. ex. bruit, odeurs, rayonnement, champ électromagnétique) ;

- La représentativité temporelle et géographique des modèles utilisés (période d'effet des substances inventoriées, devenir des contaminants selon le milieu récepteur).

Inventaire

Ce chapitre présente la deuxième phase de l'ACV : l'analyse de l'inventaire. Il expose la méthodologie de collecte et les sources de données employées, le détail du système de produits et des hypothèses utilisées, ainsi que les résultats d'inventaire.

Méthodologie de collecte et source des données

Les flux entrants et sortants au système ont été caractérisés sur la base des informations suivantes :

- Type et quantité de ressources consommées et de rejets générés ;
- Caractéristiques (fiches signalétiques) et/ou modes de production des ressources ; caractéristiques (données de caractérisation) et/ou modes de gestion des rejets ;
- Distances et modes de transport (entre les sites de production et les fournisseurs de biens et services).

Ces données primaires ont été recueillies pour chacun des processus d'avant-plan.

Il est aussi à noter que ces données primaires relatives aux flux entrants et sortants des processus élémentaires d'avant-plan correspondent pratiquement toutes, dans le modèle ACV, à des flux de produits intermédiaires reliant les activités sur sites à des processus hors sites :

- En amont (processus d'approvisionnement en ressources) ; et
- En aval (clients).

Ainsi, le modèle ACV ne considère que les flux élémentaires suivants, reliant les activités sur sites à l'environnement : l'eau fraîche consommée, les émissions atmosphériques associées au procédé et à la combustion, les émissions à l'eau du traitement des effluents et les émissions au sol dues à la gestion des déchets.

Les processus d'approvisionnement et d'approvisionnement en fibres (processus d'arrière-plan) ont par la suite été modélisés sur la base de données secondaires, plus particulièrement de données génériques disponibles dans les banques de données ACV. Ceci permet d'estimer les flux élémentaires (ressources naturelles extraites et substances émises vers l'environnement).

Afin de maximiser l'uniformité et la cohérence des données utilisées, la version 1.3 de la banque de données suisse *ecoinvent* (<http://www.ecoinvent.ch/>) a été privilégiée et adaptée lorsque possible (plus particulièrement en ce qui a trait au contexte énergétique nord américain). Ces données constituent en effet des moyennes technologiques représentatives du contexte européen pour la plupart. Quelques données manquantes ont aussi été tirées de la version 2.0 de la base de données. Bien que la totalité des modules de données génériques employés ait été tirée directement de la banque *ecoinvent*, plusieurs de ces modules ont été adaptés de manière à augmenter leur représentativité des produits et du contexte analysés.

Plus particulièrement, ont été adaptés en remplaçant les mélanges d'approvisionnement en énergie des réseaux électriques (*grid mix*) européens par :

- Le *grid mix* spécifique à l'usine pour les processus d'avant-plan, c.-à-d. les processus directement associés à la fonction étudiée, soit la production et la livraison de l'essuie-tout (par ex. : la préparation de la pâte, la fabrication et la conversion du papier, le transport du produit fini) ;
- Le *grid mix* nord-américain pour les processus d'arrière-plan, c.-à-d. tous les processus directement et indirectement liés aux processus d'avant-plan (par ex. : la production des matériaux et de l'électricité nécessaires à la conversion de l'essuie-tout). Le *grid mix* nord-américain est ici plus approprié considérant que l'approvisionnement, et la gestion des déchets générés aux diverses étapes du cycle de vie, ne s'effectuent pas nécessairement au même endroit que les activités de production.

Enfin, il est aussi à noter que plusieurs processus sans équivalent dans la banque de données *ecoinvent* ont dû être modélisés à partir de données substitutives (*proxy*). Cette façon de combler les données manquantes diminue toutefois la représentativité technologique des résultats.

Les sous-sections qui suivent précisent les processus élémentaires inclus et exclus du système de produits, les principales hypothèses associées au calcul de l'inventaire ainsi que les résultats de la collecte. Le Tableau 3 présente la liste des sources utilisées.

Tableau 3 : Liste des documents fournis par l'entreprise

Ce tableau a été exclu afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Description des processus élémentaires

AP01-AP52 : Approvisionnement

Le Tableau 4 présente les matières premières approvisionnées à l'usine ainsi que les données génériques utilisées (de la base de données *ecoinvent*). Ce tableau présente aussi les transports impliqués en tkm/unité (masse totale transportée (t) x distance (km) / unité sèche).

Tableau 4 : Matière premières approvisionnées à l'usine

#	Matière	Donnée générique utilisée	Unité (u)	tkm/u	Type de transport
GF – GESTION DE LA FIBRE SUR LE SITE					
AP01	Diesel	Diesel, at refinery/RER	kg	EX ²²	C
PB – MISE EN PÂTE ET BLANCHIMENT					
AP02	Anti-mousse	Silicone product, at plant/RER	kg	EX	C
AP03	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER	kg	EX	T
AP04	Acide sulfurique	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER	kg	EX	T
AP05	Oxygène	Oxygen, liquid, at plant/RER	kg	N/A	
AP06	Silicate de sodium	Sodium silicate, spray powder 80%, at plant/RER	kg	EX	T
AP07	Peroxyde d'hydrogène	Hydrogen peroxide, 50% in H ₂ O, at plant/RER U	kg	EX	C
PP – FABRICATION DU PAPIER ET SÉCHAGE DE LA PÂTE MARCHANDE					
AP08	Adjuvant de rétention	Retention aids, in paper production, at plant/RER	kg	EX	C
AP09	Agent de collage #1	Anionic resin, at plant/CH	kg	EX	C
AP10	Agent de collage #2	Anionic resin, at plant/CH	kg	EX	C
AP11	Agent de collage #3	Anionic resin, at plant/CH U	kg	EX	T
AP12	Agent de collage interne	AKD sizer, in paper production, at plant/RER	kg	EX	C
AP13	Amidon de bout humide (patates)	Potato starch, at plant/DE	kg	EX	T
AP14	Amidon éthylé (maïs)	Maize starch, at plant/DE	kg	EX	T
AP15	Kaolin	Kaolin, at plant/RER	kg	EX	T
AP16	Bentonite	Bentonite, at mine/DE	kg	EX	T
AP17	Colorant bleu #1	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C

²² Donnée exclue de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

#	Matière	Donnée générique utilisée	Unité (u)	tkm/u	Type de transport
AP18	Colorant bleu #2	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP19	Agent fluorescent	Fluorescent whitening agent distyrylbiphenyl type, at plant/RER	kg	EX	C
AP20	Colorant jaune	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP21	Colorant noir	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP22	Colorant rouge #1	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP23	Colorant rouge #2	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP24	Colorant violet	Printing colour, rotogravure, 55% toluene, at plant/RER	kg	EX	C
AP25	Sulfate de manganèse	Chemicals inorganic, at plant/GLO	kg	EX	C
AP26	Sulfate de sodium	Sodium sulphate, powder, production mix, at plant/RER	kg	EX	C
AP27	Chlorure de sodium	Sodium chloride, powder, at plant/RER	kg	EX	C
RC – CYCLE DE RÉCUPÉRATION DES CHIMIQUES					
AP03	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER	kg	EX	T
AP28	Gaz naturel	Natural gas, at long-distance pipeline/RER	m ³	EX	T
AP29	Chaux	Lime, hydraulic, at plant/CH	kg	EX	C
AP30	Mazout	Heavy fuel oil, at refinery/RER	m ³	EX	C
AP31	Hydrosulfite de sodium	Chemicals inorganic, at plant/GLO	kg	EX	C
AP32	Acide formique	Formic acid, at plant/RER	kg	EX	C
CO – COGÉNÉRATION DE VAPEUR ET D'ÉLECTRICITÉ					
AP03	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER	kg	EX	T
AP04	Acide sulfurique	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER	kg	EX	T
AP28	Gaz naturel	Natural gas, at long-distance pipeline/RER	m ³	EX	T

#	Matière	Donnée générique utilisée	Unité (u)	tkm/u	Type de transport
AP33	Cubes	Donnée manquante.	kg	EX	C
AP34	Huile de pneu (TDF)	Donnée manquante.	kg	EX	C
AP35	Charbon	Hard coal mix, at regional storage/UCTE	kg	EX	T
AP36	Amine neutralisante	Diethanolamine, at plant/RER	kg	EX	C
AP37	Amine régénératrice	Triethanolamine, at plant/RER	kg	EX	C
AP38	Éliminateur d'oxygène	Sulphite, at plant/RER	kg	EX	C
AP39	Éliminateur de chlore	Sulphite, at plant/RER	kg	EX	C
AP40	Phosphate de bouilloire	Sodium phosphate, at plant/RER	kg	EX	C
AP41	Électricité achetée	Les données présentement dans <i>ecoinvent</i> ont été modifiées pour refléter le réseau électrique spécifique à l'étude (81% charbon, 29% gaz naturel)	N/A		
AP42	Sulfate d'aluminium	Aluminium sulphate, powder, at plant/RER	kg	EX	C
AP43	Dispersant ionique	Polyvinylfluoride, dispersion, at plant/US	kg	EX	C
AP44	Polymère de bouilloire	Chemicals organic, at plant/GLO	kg	EX	C
AP45	Chlorure de zinc	Zinc monosulphate, ZnSO ₄ .H ₂ O, at plant/RER	kg	EX	C
AP46	Inhibiteur de corrosion	Sodium phosphate, at plant/RER U	kg	EX	C
CH – PRODUCTION DES CHIMIQUES SUR LE SITE					
AP03	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER	kg	EX	T
AP04	Acide sulfurique	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER	kg	EX	T
AP29	Chaux	Lime, hydraulic, at plant/CH	kg	EX	C
AP47	Azote	Nitrogen, liquid, at plant/RER U	kg	EX	C
AP48	Méthanol	Methanol, at plant/GLO	kg	EX	C

#	Matière	Donnée générique utilisée	Unité (u)	tkm/u	Type de transport
AP49	Chlorate de sodium	Sodium chlorate, powder, at plant/RER	kg	EX	C
DP – PÂTE DÉSENCRÉE					
AP03	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, 50% in H2O, production mix, at plant/RER	kg	EX	T
AP07	Peroxyde d'hydrogène	Hydrogen peroxide, 50% in H2O, at plant/RER U	kg	EX	C
AP06	Silicate de sodium	Sodium silicate, spray powder 80%, at plant/RER	kg	EX	T
AP50	Dithionite de sodium	Sodium dithionite, anhydrous, at plant/RER	kg	EX	C
AP51	Floculants	Chemicals organic, at plant/GLO	kg	EX	C
AP52	Savon	Soap, at plant/RER	kg	EX	C
C: camion, T: train, P: Pipeline, En gris : proxy					

Les données génériques utilisées pour les transports sont présentées au Tableau 5.

Tableau 5 : Données génériques utilisées pour les transports

Nomenclature du transport	Type de transport	Modèle
C	Camion	Transport, lorry 28t/CH U
T	Train	Transport, freight, rail/RER U
P	Pipeline	Transport, natural gas, pipeline, long distance/RER U

AF01-AF05 : Approvisionnement en fibres

Ces processus visent la livraison de matière fibreuse à l'usine incluant des copeaux, des rondins et de l'écorce. Il s'agit de processus d'arrière-plan qui ont été modélisés à partir de données génériques, telles que présentées au Tableau 6.

Tableau 6 : Données génériques pour l'approvisionnement en fibres

Processus		Modèle	tkm/bdkg		Type de transport
Rondins (HWD)	AF01	Logs, hardwood, at forest/RER	85%	EX	C
			15%	EX	T
Rondins (SWD)	AF02	Logs, softwood, at forest/RER	100%	EX	C
Copeaux (HWD)	AF03	Wood chips, hardwood, u=80%, at forest/RER	100%	EX	C
		Wood chips, hardwood, from industry, u=40%, at plant/RER			
Copeaux (SWD)	AF04	Wood chips, softwood, u=140%, at forest/RER	90%	EX	C
		Wood chips, softwood, from industry, u=40%, at plant/RER	10%	EX	T
Écorce	AF05	Bark chips, softwood, u=140%, at plant/RER	100%	EX	C

C: camion, T: train

*GF01-GF03 : Gestion de la fibre*Description des procédés et hypothèses

Description des procédés : Les procédés impliqués dans la gestion de la fibre sont illustrés à la Figure 2. Les processus d'avant- et d'arrière-plan reliés sont aussi présentés sur cette figure. Dans un premier temps, les rondins, les copeaux et l'écorce sont livrés à l'usine par camion ou par train sur le site de l'usine où ils sont entreposés dans la cour à bois. Les rondins sont ensuite acheminés à l'atelier de préparation du bois où l'écorce est enlevée (écorçage) et où les rondins sont déchiquetés en copeaux (mise en copeaux). Les copeaux ainsi produits, ainsi que les copeaux achetés, sont tamisés afin d'assurer l'uniformité de leur grosseur pour la mise en pâte. Les résidus des procédés d'écorçage et de tamisage sont mélangés à l'écorce achetée (gestion de l'écorce, GF03) afin d'être utilisés dans la chambre des bouilloires.

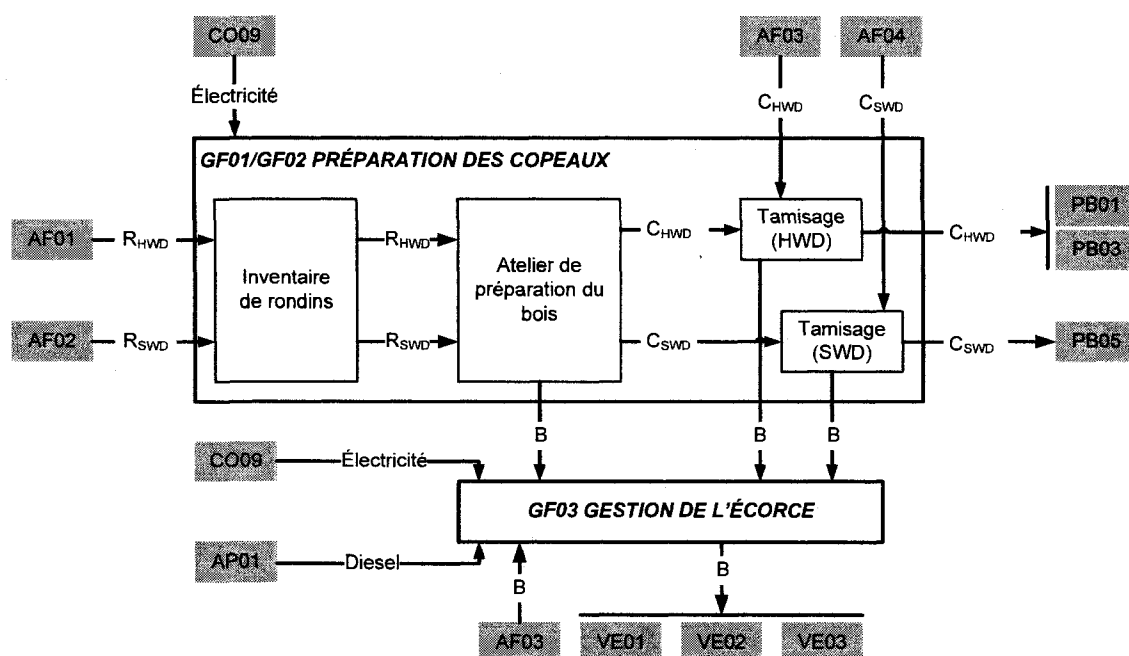


Figure 2 : Gestion de la fibre

(R : rondins, C : copeaux, B : écorce et résidus de bois, en gris : processus reliés)

Les données pour l'approvisionnement en fibre sont présentées dans les tableaux suivants (Tableaux 7, 8 et 9). Ces données seront utiles pour la modélisation des processus élémentaire présentés dans les prochaines sections.

Tableau 7 : Données sur la fibres achetées

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 8 : Données de procédés requises pour la modélisation des processus de gestion de la fibre

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 9 : Émissions de la cours à bois

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Hypothèses : Les émissions et l'électricité seront imputées sur une base massique entre les procédés d'écorçage/mise en copeaux/tamisage pour le HWD et le SWD. Aucune valeur ne sera attribuée à la gestion de l'écorce puisque que les opérations sont négligeables comparativement aux autres.

Données d'inventaire

Les données relatives à la gestion de la fibre sur le site sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 10 : GF01 – Données pour la préparation des copeaux (HWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 11 : GF02 – Préparation des copeaux (SWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 12 : GF03 – Gestion de l'écorce

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

PB01-PB07 : Mise en pâte et blanchiment

Description des procédés et hypothèses

Description des procédés : Les procédés de production de la pâte de feuillus blanchie (PB01 à PB04) sont illustrés à la Figure 3. Une seule figure est présentée pour les deux lignes de pâte car les procédés sont très semblables.

Pour les deux lignes de pâtes, la mise en pâte (PB01 et PB03) débute par une cuisson des copeaux au moyen d'une liqueur de produits chimiques (liqueur blanche) dans cinq

lessiveurs en série. Il en résulte une pâte brune qui doit être lavée, tamisée et épaissie. La pâte est ensuite entreposée en attendant l'étape de blanchiment. L'eau qui résulte du lavage de la pâte brune est appelée liqueur noire faible (ou diluée, WBL) celle-ci est envoyée au cycle de récupération des chimiques (RC01).

Les procédés de blanchiment (PB02 et PB04) diffèrent quelque peu entre les deux lignes de pâte. En effet, la ligne 2 comporte un pré-lavage de la pâte avant le blanchiment qui n'est pas présent pour la ligne 1. La séquence de blanchiment comporte ensuite quatre étapes (D_0 , D_1 et D_2 : blanchiment au dioxyde de chlore, E_{OP} : Extraction alcaline (NaOH) en présence d'oxygène et de peroxyde). Le blanchiment au dioxyde de chlore permet de délignifier la pâte de la rendre plus brillante tandis que l'extraction alcaline permet de solubiliser les composés colorés créés lors de la délignification. Chaque étape de blanchiment est suivie d'une étape de lavage au cours de laquelle les produits de réaction sont enlevés de la pâte. La pâte blanchie est entreposée avant d'être soit utilisée pour fabriquer le papier (PP01) soit séchée pour être vendue (PP02).

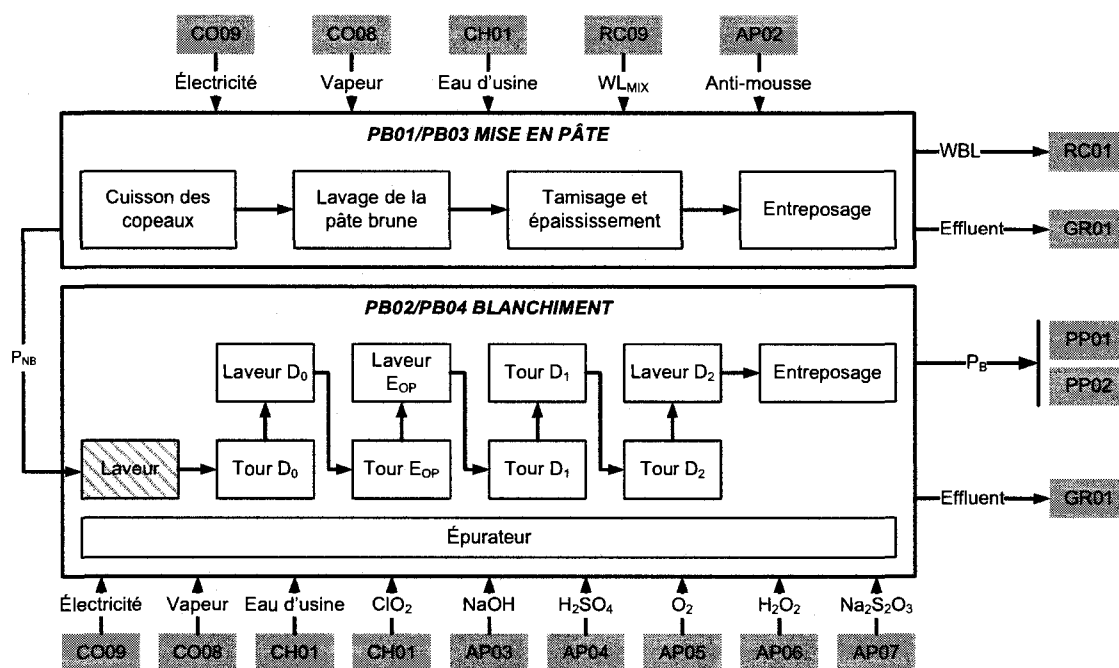


Figure 3 : Production de pâte de HWD blanchie

(P_{NB} : pâte non blanchie, P_B : pâte blanchie, WL_{MIX} : mélange de liqueur blanche, WBL : liqueur noire faible, processus hachuré : processus présent seulement pour la deuxième ligne de pâte)

Les procédés impliqués dans la production de la pâte de résineux sont illustrés à la Figure 4. La première étape du procédé de mise en pâte (PB05) est un prétraitement à la vapeur des copeaux. Par la suite, la cuisson s'effectue dans un lessiveur unique, toujours en présence de liqueur blanche. La pâte brune est ensuite lavée et entreposée. La liqueur noire faible est envoyée au cycle de récupération. La mise en pâte de résineux génère un sous-produit : la térébenthine. Celle-ci est vendue à un fabricant de fragrance. Contrairement aux deux lignes de mise en pâte utilisant le bois feuillu, la ligne de pâte de résineux comporte une étape de délignification à l'oxygène (PB06) avant le blanchiment. Cette étape permet de réduire le contenu en lignine de la pâte avant le blanchiment. Cela a pour conséquence de réduire les coûts de blanchiment ainsi que les émissions de composés chlorés. Le procédé de blanchiment de cette ligne de pâte est similaire à celui de la deuxième ligne de pâte de feuillus.

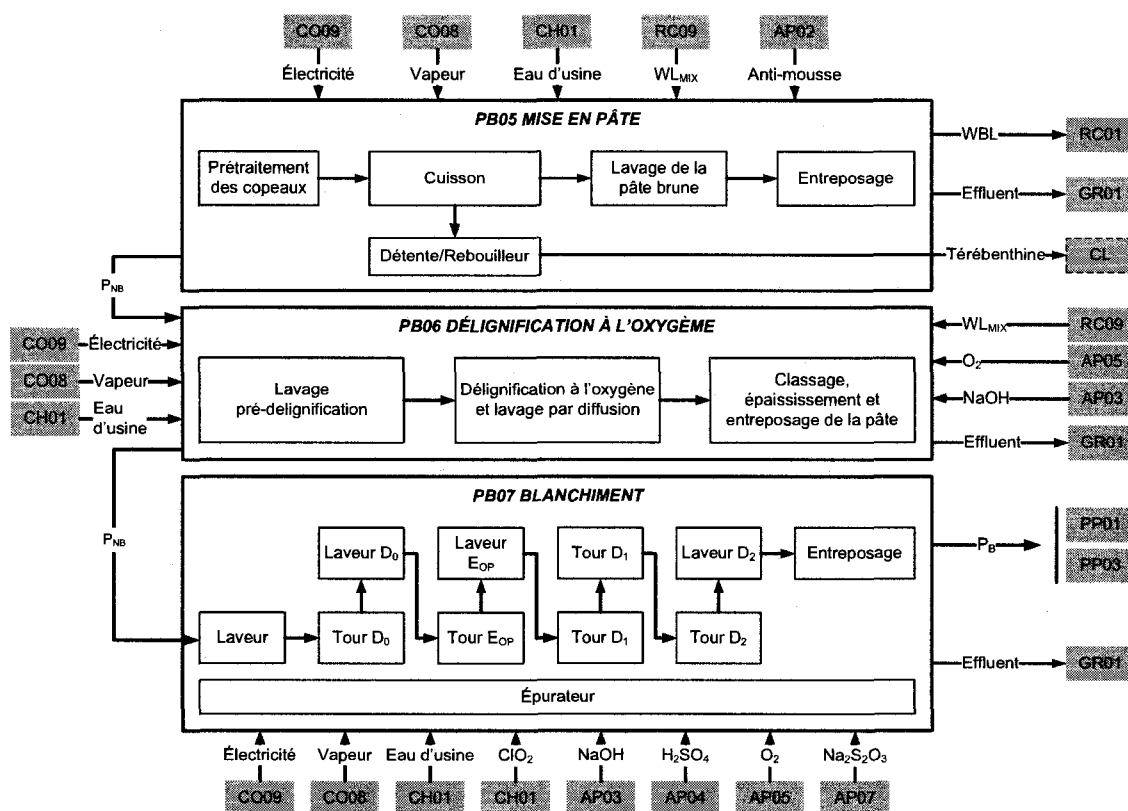


Figure 4 : Production de pâte de SWD blanchie

(P_{NB} : pâte non blanchie, P_B : pâte blanchie, WBL : liqueur noire faible, WL_{MIX} : mélange de liqueur blanche)

Hypothèses : Lignes de pâte de feuillus

- L'électricité consommée est connue pour les deux lignes de pâte, mais de façon agrégée pour la mise en pâte et le blanchiment. L'imputation s'est faite de la façon suivante : 63% à la mise en pâte et 37% au blanchiment [5].
- La quantité d'acide sulfurique disponible est une donnée agrégée incluant le blanchiment et la génération de dioxyde de chlore attribuable à la ligne 1. Une consommation typique moyenne de 1.02 kg H₂SO₄/kg ClO₂ a été utilisée afin de départager les deux consommations.
- Le blanchiment cause une perte de 10% de fibres.
- La masse volumique de la liqueur blanche est considérée égale à celle de l'eau puisque la liqueur blanche est constituée à 98% d'eau [6].

Hypothèses : Lignes de pâte de résineux

L'eau fraîche totale consommée en 2004 par la mise en pâte, la délignification, le blanchiment et la production de dioxyde de chlore est disponible de façon agrégée. La consommation d'eau fraîche par la production de dioxyde de chlore a été estimée par l'eau de dilution. N'ayant trouvé aucun ratio typique, la consommation d'eau fraîche restante a été assignée proportionnellement à l'effluent pour chacun des autres procédés. La répartition finale de la consommation est donc :

- Production du dioxyde de chlore : 14% ;
- Mise en pâte : 14% ;
- Délignification à l'oxygène : 9% ;
- Blanchiment : 63%.
- Le blanchiment cause en une perte de 7% de fibres.

La délignification à l'oxygène a été modélisée séparément de la mise en pâte afin d'en distinguer la consommation de produits chimiques et les émissions seulement. Les consommations d'eau, d'électricité et de vapeur due à cette activité sont incluses dans la mise en pâte. Il en est de même pour la perte en fibres.

Données d'inventaire

Les données relatives à la mise en pâte et au blanchiment sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 13 : PB01 – Mise en pâte (HWD, ligne 1)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 14 : PB02 – Blanchiment (HWD, ligne 1)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 15 : PB03 – Mise en pâte (HWD, ligne 2)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 16 : PB04 – Blanchiment (HWD, ligne 2)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 17 : PB05 – Mise en pâte (SWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 18 : PB06 – Délignification à l'oxygène

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 19 : PB07 – Blanchiment (SWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

PP01-PP03 : Fabrication du papier et séchage de la pâte marchande

Description des procédés et hypothèses

Description des procédés : Le procédé de fabrication du papier est illustré à la Figure 5. La première étape de la fabrication du papier (PP01) consiste à mélanger les différents types de pâte, à ajouter les produits chimiques et à diluer à la consistance désirée. La pâte diluée est aussi tamisée. La pâte est ensuite approvisionnée aux quatre machines à papier dépendamment du type de papier produit. C'est sur ces machines que la feuille de papier est formée et séchée. Finalement, la feuille de papier est transformée (coupée aux bonnes dimensions) et emballée. L'emballage est exclu de la présente étude.

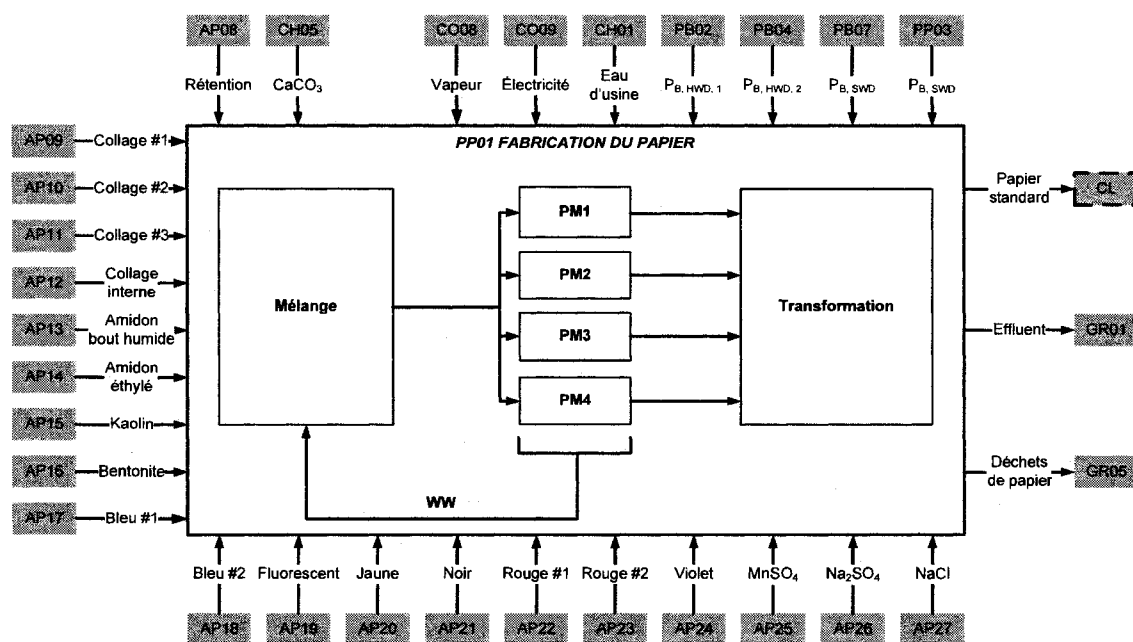


Figure 5 : Fabrication du papier

(P_B : pâte blanchie, CL : Clients)

Lorsque la pâte n'est pas utilisée pour la fabrication du papier, celle-ci est séchée afin d'être vendue (PP02 et PP03). Les procédés de séchage de la pâte (PP02 et PP03) sont illustrés à la Figure 6. Une seule figure est présentée pour les deux procédés (HWD et SWD) car ceux-ci sont très similaires. Dans un premier temps, la pâte est dirigée vers

l'unité de séchage (approche), lavée et tamisée. Par la suite, la matrice de pâte est formée, séchée, coupée et mise en ballots (finition) afin d'être vendue.

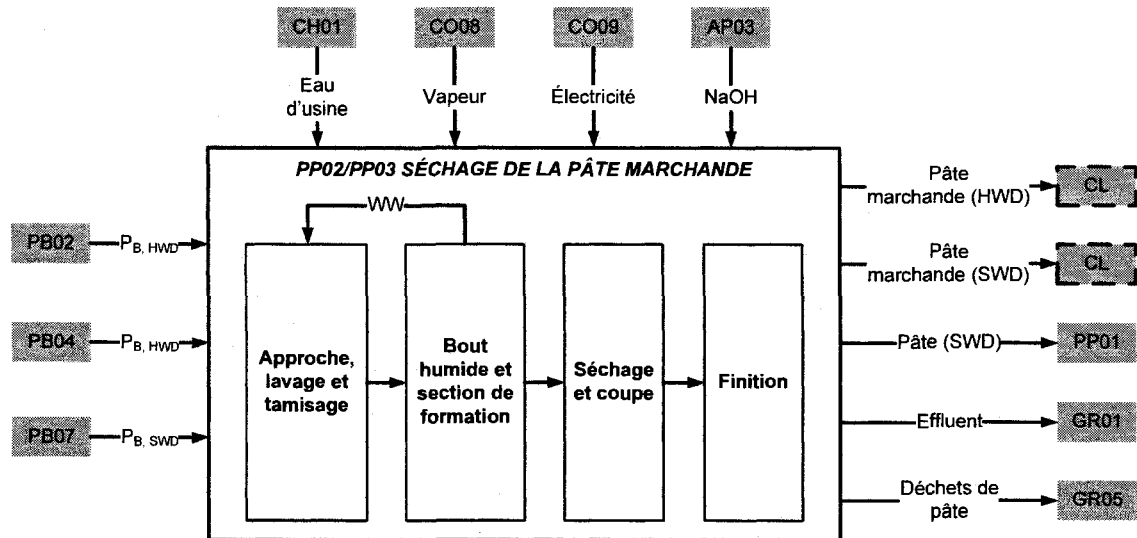


Figure 6 : Séchage de la pâte marchande (HWD et SWD)

(P_B : pâte blanchie, CL : Clients)

Hypothèses : Fabrication du papier

Une partie des déchets de papier n'est pas remise en pâte, mais enfouie. Le personnel de l'usine estime que 35% de la cellule d'enfouissement dédiée aux déchets généraux est constituée de papier et de pâte produits à l'usine. L'usine ne possède pas de donnée massique pour les déchets généraux. Pour cette raison, une masse volumique moyenne de 1200 kg/m³ a été considérée. Cette quantité est divisible entre la fabrication du papier et le séchage de pâte (Voir Equations 1 et 2).

$$\text{Déchets généraux} = 64000 \text{ yd}^3 \times \frac{0,765 \text{ m}^3}{\text{yd}^3} \times \frac{1200 \text{ kg}}{\text{m}^3} = 58752000 \frac{\text{kg}}{\text{an}} \quad (1)$$

$$\text{Déchets de papier} = 58752000 \text{ kg} \times 0,35 = 20563200 \frac{\text{kg}}{\text{an}} \quad (2)$$

Hypothèses : Séchage de la pâte

Une perte de fibre de 3.3 bdmt/jour a été considérée.

Données d'inventaire

Les données relatives à la fabrication du papier et au séchage de la pâte marchande sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 20 : PP01 - Fabrication du papier

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 21 : PP02 – Séchage de la pâte marchande (HWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 22 : PP03 – Séchage de la pâte marchande (SWD)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 23 : Distribution du papier et de la pâte marchande

Produit	Facteur de conversion (t transporté/adkg)	Type de transport	%	tkm/kg
Papier	0,0011 (6% eau)	Camion	93	EX
		Train	7	EX
		Avion	Négligeable	
Pâte	0,0011 (6% eau)	Camion	5%	EX
		Train	95%	EX

RC01-RC09 : Cycle de récupération des chimiques

Description des procédés et hypothèses

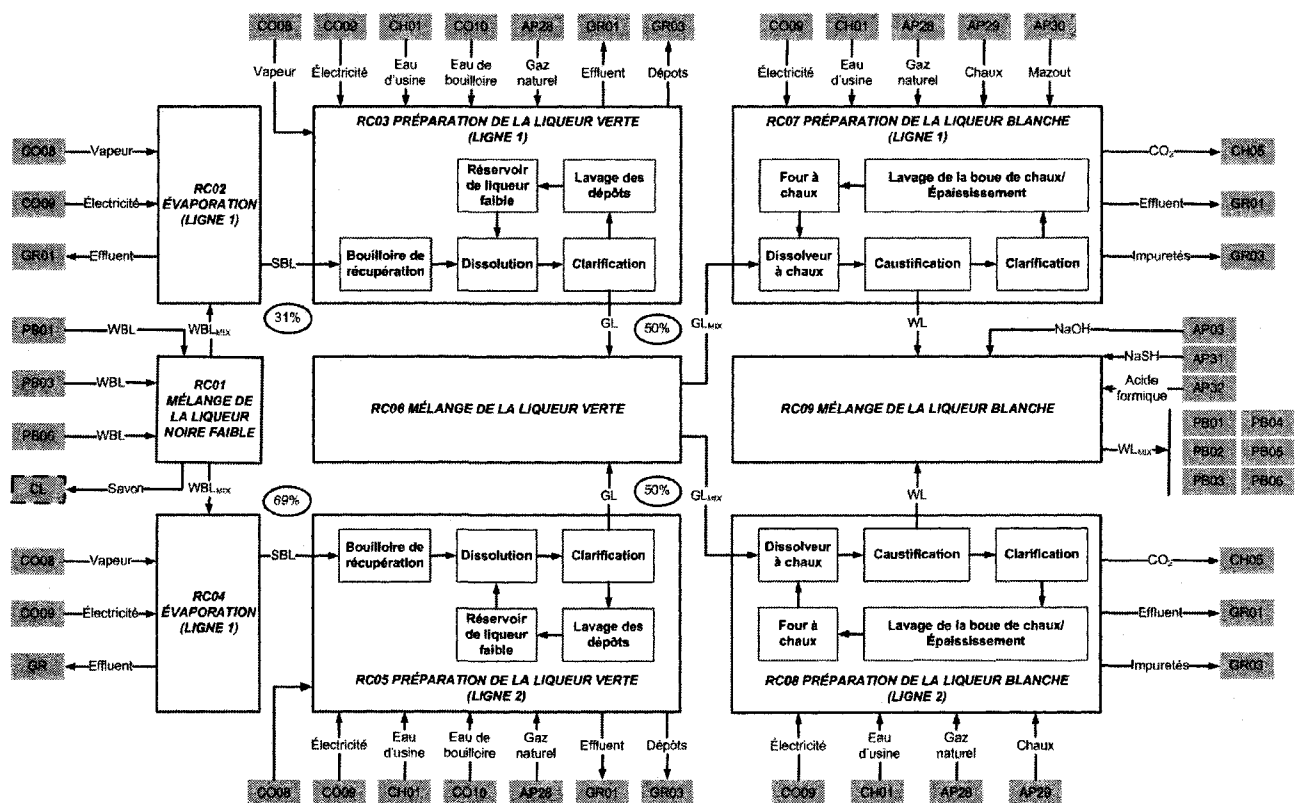
Description des procédés (Figure 7) : Les deux principaux objectifs du cycle de récupération des chimiques du procédé kraft sont de récupérer les chimiques de cuisson et de produire de l'énergie. La liqueur noire produite lors de la mise en pâte est trop diluée pour être brûlée efficacement. L'eau doit donc en être évaporée. Pour se faire la liqueur produite par les trois lignes de pâte est mélangée (RC01) pour être ensuite divisée entre deux lignes d'évaporateurs (RC02 et RC04) où elle est concentrée (liqueur noire forte). La liqueur forte est ensuite brûlée dans les deux bouilloires de récupération (RC03 et RC05). La vapeur produite est utilisée par les différents procédés de l'usine. Les résidus solides de la combustion (salin) sont dilués dans la liqueur faible afin de produire la liqueur verte qui contient principalement du sulfure de sodium (Na_2S) et du carbonate de sodium (Na_2CO_3). Cette liqueur est ensuite clarifiée afin d'éliminer les matières insolubles (dépôts – *dregs*). Ces dépôts sont constitués de carbone non brûlé et d'impuretés inorganiques (calcium et fer). Ils sont lavés avant d'être enfouis. L'eau de lavage usée est appelée liqueur faible. La liqueur verte des deux lignes est ensuite mélangée (RC06) et séparée à nouveau en deux lignes de caustification (RC07 et RC08). La liqueur verte mélangée et la chaux recalcinée (CaO) provenant du four à chaux sont alimentées au dissolvant à chaux où, due à l'agitation et à la température élevée, la chaux vive (CaO) est convertie en un lait de chaux (chaux éteinte). Une partie de la caustification (transformation en du carbonate de sodium en soude caustique, NaOH) s'effectue aussi à cette étape. L'étape de caustification en tant que telle s'en suit. Cette étape consiste en une agitation durant une période assez longue pour assurer la transformation. Il est important que la liqueur de cuisson (liqueur blanche) soit claire afin d'éviter les problèmes de couleur lors de la mise en pâte. Pour cette raison, celle-ci est aussi clarifiée et mélangée (RC09) avant d'être utilisée. Comme mentionné préalablement, le procédé de caustification utilise la chaux vive et la transforme en chaux éteinte. Le procédé de calcination (four à chaux) permet de reconverter la chaux éteinte en chaux vive pour la recirculer au procédé de caustification, mais, avant, la boue de chaux doit être lavée et épaissie. La température élevée du four à chaux ainsi que les impuretés encore présentes dans la boue peuvent promouvoir la formation de particules (impuretés, *grits*) qui seront enfouies.

Hypothèses

- La consommation électrique n'étant disponible que de façon agrégée pour les évaporateurs et toutes les bouilloires (toutes), un ratio typique a été utilisé [5];
- Pour les bouilloires, la consommation électrique a été attribuée sur la base de la production de vapeur;
- Le cycle de récupération fonctionne 350 jours/an, mais 365 jours/an ont été assumés pour les réservoirs;
- Pour les calculs de bilans de masse, de la vapeur saturée a été considérée vapeur (319 kg/MMBtu, 0,30 kg/MJ);
- L'eau de bouilloire a été attribuée à chaque bouilloire sur la base de la quantité de vapeur produite, la différence entre l'énergie théorique provenant des combustibles et l'énergie présente dans la vapeur ainsi que l'eau présente dans les combustibles.

(WBL : liquide noir faible, WBL_{mix} : mélange de liquide noir faible, SBL : liquide noir concentré, GL : liquide vert, GL_{mix} : mélange de liquide vert, WL : liquide blanche, WL_{mix} : mélange de liquide blanche)

Figure 7 : Cycle de récupération des chimiques



Données d'inventaire

Les données relatives au cycle de récupération des chimiques sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 24 : RC01 – Mélange de liqueur noire faible

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 25 : RC02 – Évaporation de la liqueur noire (ligne 1)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 26 : RC03 – Préparation de la liqueur verte (ligne 1)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 27 : RC04 – Évaporation de la liqueur noire (ligne 2)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 28 : RC05 – Préparation de la liqueur verte (ligne 2)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 29 : RC06 – Mélange de la liqueur verte

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 30 : RC07 – Préparation de la liqueur blanche (ligne 1)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 31 : RC08 – Préparation de la liqueur blanche (ligne 2)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 32 : RC09 – Mélange de liqueur blanche

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

CO01-CO09 : Cogénération de vapeur et d'électricité

Description des procédés et hypothèses

Description des procédés : Les procédés impliqués dans la cogénération de vapeur et d'électricité sont présentés à la Figure 8. En plus des bouilloires de récupération, cinq autres bouilloires servent à la génération de la vapeur (C01-C05). La vapeur est principalement produite à partir d'écorce et de charbon. La vapeur (haute pression) des sept bouilloires est collectée (CO06) et alimentée aux turbines (CO07) afin de produire de l'électricité. Une partie de la vapeur haute pression est aussi utilisée pour nettoyer les bouilloires. La vapeur résiduelle à la sortie des turbines (moyenne et basse pression) est collectée (CO08) pour être alimentée au procédé. Un procédé artificiel de distribution d'électricité (CO09) a été créé afin de refléter le fait que l'électricité est partiellement produite et partiellement achetée. L'eau alimentée aux bouilloires doit être traitée (CO10) afin d'éviter la corrosion.

Hypothèses :

- La combustion de cubes de combustible émet majoritairement du CO₂ ;
- L'électricité est attribuée aux chaudières (incluant les chaudières de récupération) sur la base de la production de vapeur ;
- L'usage interne de vapeur par les chaudières a été attribué sur la base de la production de vapeur ;
- L'eau de bouilloire a été attribuée à chaque bouilloire sur la base de la quantité de vapeur produite, la différence entre l'énergie théorique provenant des combustibles et l'énergie présente dans la vapeur ainsi que l'eau présente dans les combustibles.

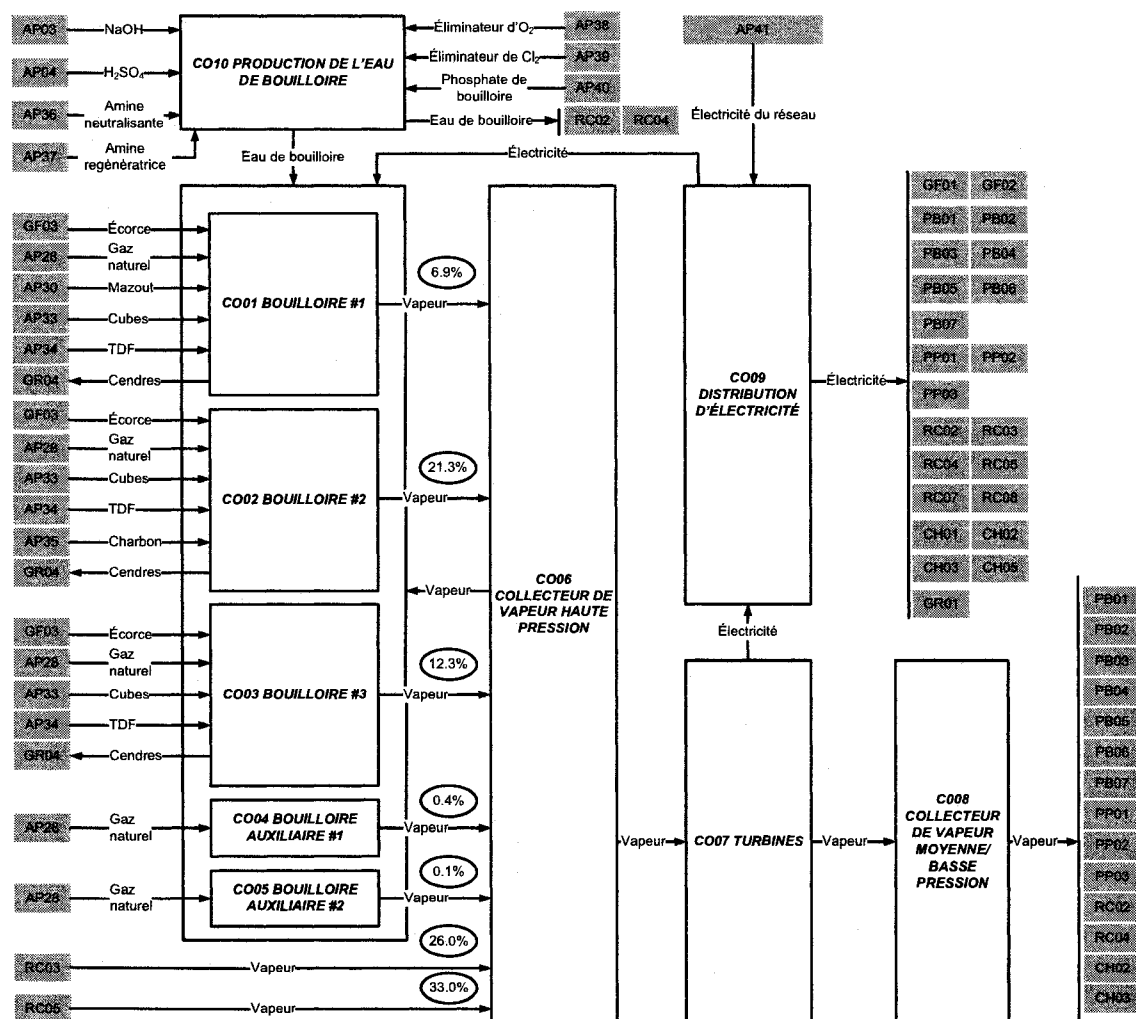


Figure 8 : Cogénération de vapeur et d'électricité

Données d'inventaire

Les données relatives à la cogénération de vapeur et d'électricité sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 33 : CO01 – Bouilloire #1

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 34 : CO02 – Bouilloire #2

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 35 : CO03 – Bouilloire #3

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 36 : CO04 – Bouilloire auxiliaire #1

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 37 : CO05 – Bouilloire auxiliaire #2

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 38 : CO06 – Collecteur de vapeur haute pression

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 39 : CO07 – Turbines

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 40: CO08 – Collecteur de vapeur moyenne/basse pression

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 41 : CO09 – Distribution d'électricité

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 42 : CO10 – Production de l'eau de bouilloire

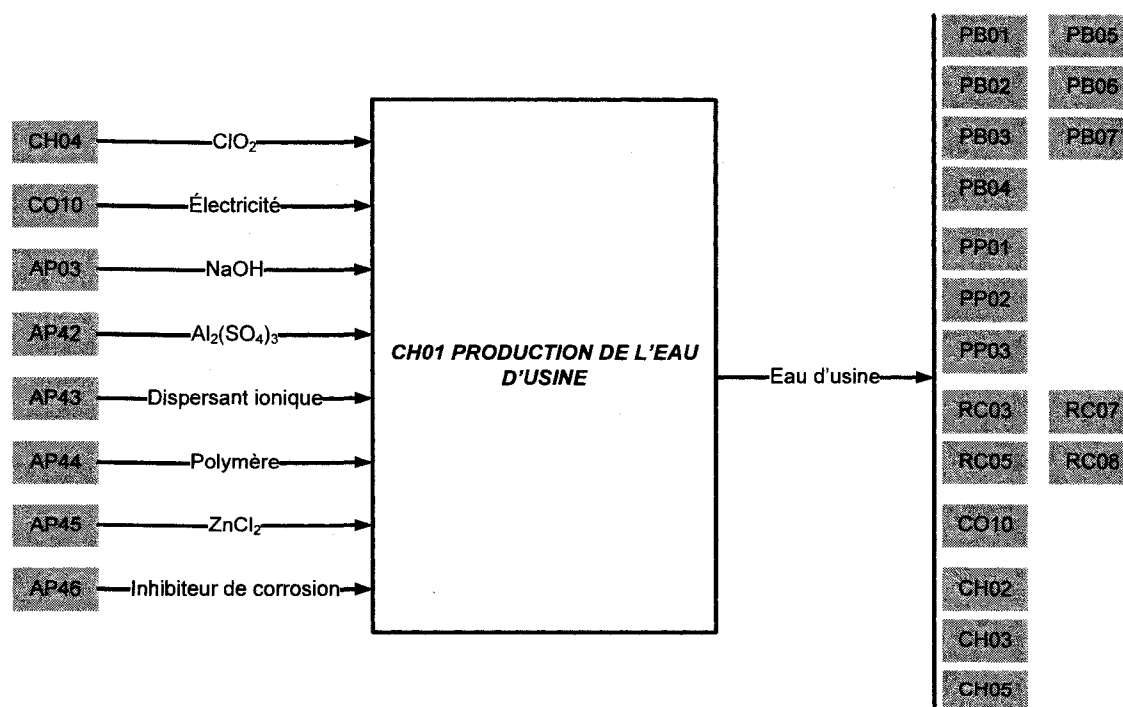
Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

CH01-CH05 : Production des chimiques sur le site

Description des procédés et hypothèses

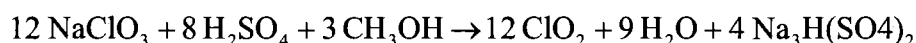
La production des produits chimiques sur le site inclut la production de l'eau d'usine (CH01, Figure 9), la production du dioxyde de chlore (CH02, CH03 et CH04, Figure 10) et du carbonate de calcium précipité (CH05, Figure 11). Les sections suivantes présentent les procédés et les hypothèses émises.

Description des procédés – Préparation de l'eau : L'eau de la rivière est pompée et traitée avant d'être utilisée par le procédé.

**Figure 9 : Production de l'eau d'usine**

Description des procédés – Production du dioxyde de chlore : Deux différents procédés sont utilisés pour produire le dioxyde de chlore utilisé lors du blanchiment de la pâte : le procédé ERCO R8 et le procédé SVP-LITE. Le dioxyde de chlore des deux lignes est mélangé avant d'être utilisé. Les deux procédés sont décrits ici.

Procédé ERCO R8 : Dans ce procédé, le chlorate de sodium réagit avec l'acide sulfurique en présence de méthanol afin de produire le dioxyde de chlore gazeux. Il en résulte un coproduit sous forme de gâteau de sel. Le ClO_2 gazeux est mélangé avec de la vapeur d'eau afin de l'amener à la concentration nécessaire et ensuite condensé:

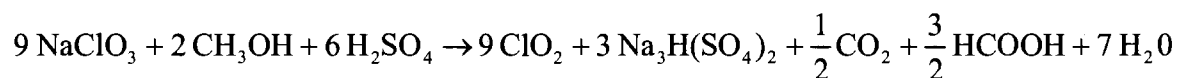


Le gâteau de sel est mélangé avec la liqueur noire faible du cycle de récupération. La chimie de la réaction est présentée au Tableau 43. Le fabricant suggère une utilisation de vapeur de 4 à 5 kg/kg ClO_2 .

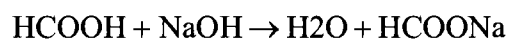
Tableau 43 : Stoechiométrie de la réaction de production du dioxyde de chlore (procédé ERCO R8)

Matière première	Masse molaire (g/mol)	Stoechiométrie (kg/kg ClO_2)	Consommation typique (kg/kg ClO_2)
NaClO_3	106,5	1,58	1,64
H_2SO_4	98	0,968	1,03
CH_3OH	32	0,119	0,15
ClO_2	67,5	1	1,00

Procédé SVP-LITE : Ce procédé est aussi basé sur la réaction entre le chlorate de sodium, l'acide sulfurique et le méthanol :



Il est cependant nécessaire de neutraliser l'acide présent avec le gâteau de sel. L'usine utilise le NaOH pour ce faire :



La chimie de la réaction est présentée au Tableau 44.

Tableau 44 : Stoechiométrie de la réaction de production du dioxyde de chlore (procédé SVP-LITE)

Matière première	Masse molaire (g/mol)	Stoechiométrie (kg/kg ClO ₂)	Consommation typique (kg/kg ClO ₂)
NaClO ₃	106,5	1,58	1,65
H ₂ SO ₄	98	0,968	1,00
CH ₃ OH	32	0,105	0,18
NaOH	40	0,0988	0,102*
ClO ₂	67,5	1	1
* En utilisant une efficacité de 96%.			

Le fabricant suggère une utilisation de vapeur de 4,2 kg/kg ClO₂ et une consommation électrique de 100 kWh/kg.

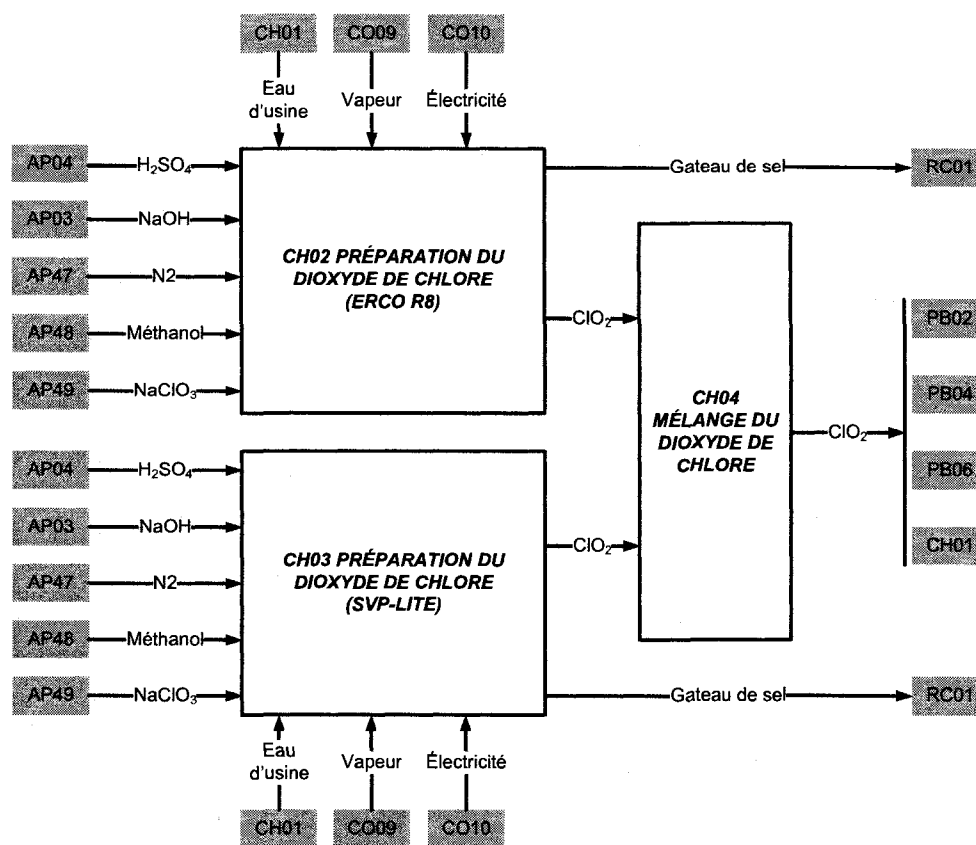


Figure 10 : Production du dioxyde de chlore

Les quantités utilisées d'acide sulfurique, de méthanol et de chlorate de sodium n'étant disponibles que de façon agrégée pour les deux procédés, elles ont été assignées sur la base de la consommation typique et de la production de dioxyde de chlore.

Acide sulfurique :

$$M_{\text{H}_2\text{SO}_4, \text{ERCO, théo}} = 13000 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{1,03 \text{ kg H}_2\text{SO}_4}{\text{kg ClO}_2} = 1,218 \times 10^7 \text{ kg H}_2\text{SO}_4$$

$$M_{\text{H}_2\text{SO}_4, \text{SVP, théo}} = 10200 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{1,00 \text{ kg H}_2\text{SO}_4}{\text{kg ClO}_2} = 9,282 \times 10^6 \text{ kg H}_2\text{SO}_4$$

$$\% \text{H}_2\text{SO}_{4,\text{ERCO}} = \frac{1,218 \times 10^7 \text{ kg}}{1,218 \times 10^7 \text{ kg} + 9,282 \times 10^6 \text{ kg}} \times 100 = 56,8\%$$

$$\% \text{H}_2\text{SO}_{4,\text{SVP}} = \frac{9,282 \times 10^6 \text{ kg}}{1,218 \times 10^7 \text{ kg} + 9,282 \times 10^6 \text{ kg}} \times 100 = 43,2\%$$

Méthanol :

$$M_{\text{Méthanol, ERCO, théo}} = 13000 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{0,15 \text{ kg Méthanol}}{\text{kg ClO}_2} = 1,775 \times 10^6 \text{ kg Méthanol}$$

$$M_{\text{Méthanol, SVP, théo}} = 10200 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{0,18 \text{ kg Méthanol}}{\text{kg ClO}_2} = 1,671 \times 10^6 \text{ kg Méthanol}$$

$$\% \text{Méthanol}_{\text{ERCO}} = \frac{1,775 \times 10^6 \text{ kg}}{1,775 \times 10^6 \text{ kg} + 1,671 \times 10^6 \text{ kg}} \times 100 = 51,5\%$$

$$\% \text{Méthanol}_{\text{SVP}} = \frac{1,672 \times 10^6 \text{ kg}}{1,7754 \times 10^6 \text{ kg} + 1,671 \times 10^6 \text{ kg}} \times 100 = 48,5\%$$

Chlorate de sodium :

$$M_{\text{NaClO}_3, \text{ERCO, théo}} = 13000 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{1,64 \text{ kg NaClO}_3}{\text{kg ClO}_2} = 1,940 \times 10^7 \text{ kg NaClO}_3$$

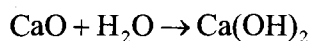
$$M_{\text{NaClO}_3, \text{SVP, théo}} = 10200 \text{ st} \times \frac{910 \text{ kg ClO}_2}{\text{st}} \times \frac{1,65 \text{ kg NaClO}_3}{\text{kg ClO}_2} = 1,532 \times 10^7 \text{ kg NaClO}_3$$

$$\% \text{NaClO}_{3,\text{ERCO}} = \frac{1,940 \times 10^7 \text{ kg}}{1,940 \times 10^7 \text{ kg} + 1,542 \times 10^7 \text{ kg}} \times 100 = 55,7\%$$

$$\% \text{NaClO}_{3,\text{SVP}} = \frac{1,542 \times 10^7 \text{ kg}}{1,940 \times 10^7 \text{ kg} + 1,542 \times 10^7 \text{ kg}} \times 100 = 44,3\%$$

La quantité d'azote (inerte) n'étant disponible que de façon agrégée pour les deux procédés, elle a été assignée sur la base de la production de dioxyde de chlore. Tout le gâteau de sel est réutilisé dans la liqueur noire.

Description des procédés – Carbonate de calcium précipité : Le procédé de production du carbonate de calcium précipité se trouve sur le site de l'usine, mais est opéré par une autre compagnie. Celle-ci dissout de la chaux achetée dans de l'eau afin de produire de l'hydroxyde de calcium :



Celui-ci est précipité en présence de dioxyde de carbone :



Le procédé utilise le dioxyde de carbone produit lors de la calcination de la chaux dans les fours à chaux. Il est supposé que tout le dioxyde de carbone est utilisé et qu'il est présent en quantité suffisante. Le rendement n'est donc pas estimé.

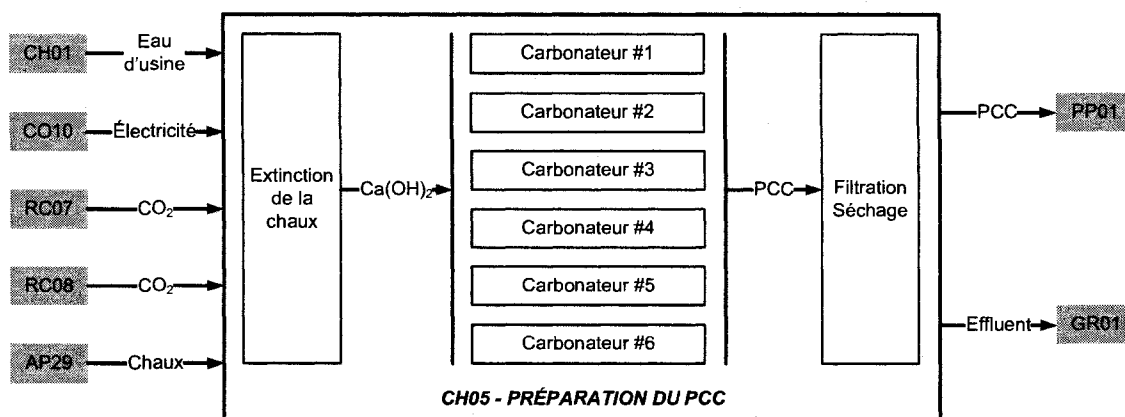


Figure 11 : Production de carbonate de calcium précipité

Données d'inventaire

Les données d'inventaire relatives à la production des chimiques sur le site sont présentées dans les tableaux qui suivent.

Tableau 45 : CH01 – Préparation de l'eau d'usine

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 46 : CH02 – Préparation du dioxyde de chlore (ERCO R8)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 47 : CH03 – Préparation du dioxyde de chlore (SVP-LITE)

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 48 : CH04 – Mélange du dioxyde de chlore

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 49 : CH05 – Production du PCC

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

GR01-GR05 : Gestion des rejets

Description des procédés et hypothèses

Les procédés de l'usine génèrent différents déchets qui doivent être gérés. Les processus de gestion des rejets sont :

- GR01 : traitement des effluents et des boues;
- GR02 : enfouissement des boues;
- GR03 : enfouissement des dépôts et impuretés (« dregs » et « grits »);
- GR04 : entreposage des cendres;
- GR05 : enfouissement des déchets généraux.

Les entrants et sortants de ces processus sont illustrés à la Figure 12.

Pour la modélisation, les 3 cellules d'enfouissement (déchets généraux, boues et résidus du cycle de récupération) ont été modélisées de façon séparée. Cependant, la quantité de lixiviat envoyé à l'effluent n'était disponible que pour les 3 cellules combinées. Puisque cette quantité est estimée à l'aide de l'eau de pluie, elle a été répartie également entre les 3 cellules :

$$176,8 \text{ acres} \cdot \text{ft} \times \frac{4\,646 \text{ m}^2}{\text{acre}} \times \frac{0,3048 \text{ m}}{\text{ft}} \times \frac{1}{3 \text{ cellules}} = 83\,456 \text{ m}^3/\text{cellule}$$

La modélisation s'est fait principalement à l'aide de données primaires. Cependant, les données de gaz à effet de serre n'étant pas disponibles, les bases de données *ecoinvent* (www.ecoinvent.ch) ont été utilisées à cet effet.

Comme mentionné préalablement, ces déchets sont constitués à 75% de pâte et papier dont 40% proviennent de la production de l'usine. Afin d'illustrer les impacts dus à la

production, les déchets dus à l'activité humaine ne sont pas considérés. Une base de 1 kg de déchets a été considérée. La quantité a été attribuée sur la base de la production :

$$\text{Déchets de procédé} = 64000 \text{ yd}^3 \times 0,75 \times 0,40 \times \frac{0,765 \text{ m}^3}{\text{yd}^3} \times \frac{1200 \text{ kg}}{\text{m}^3} = 17625600 \text{ kg}$$

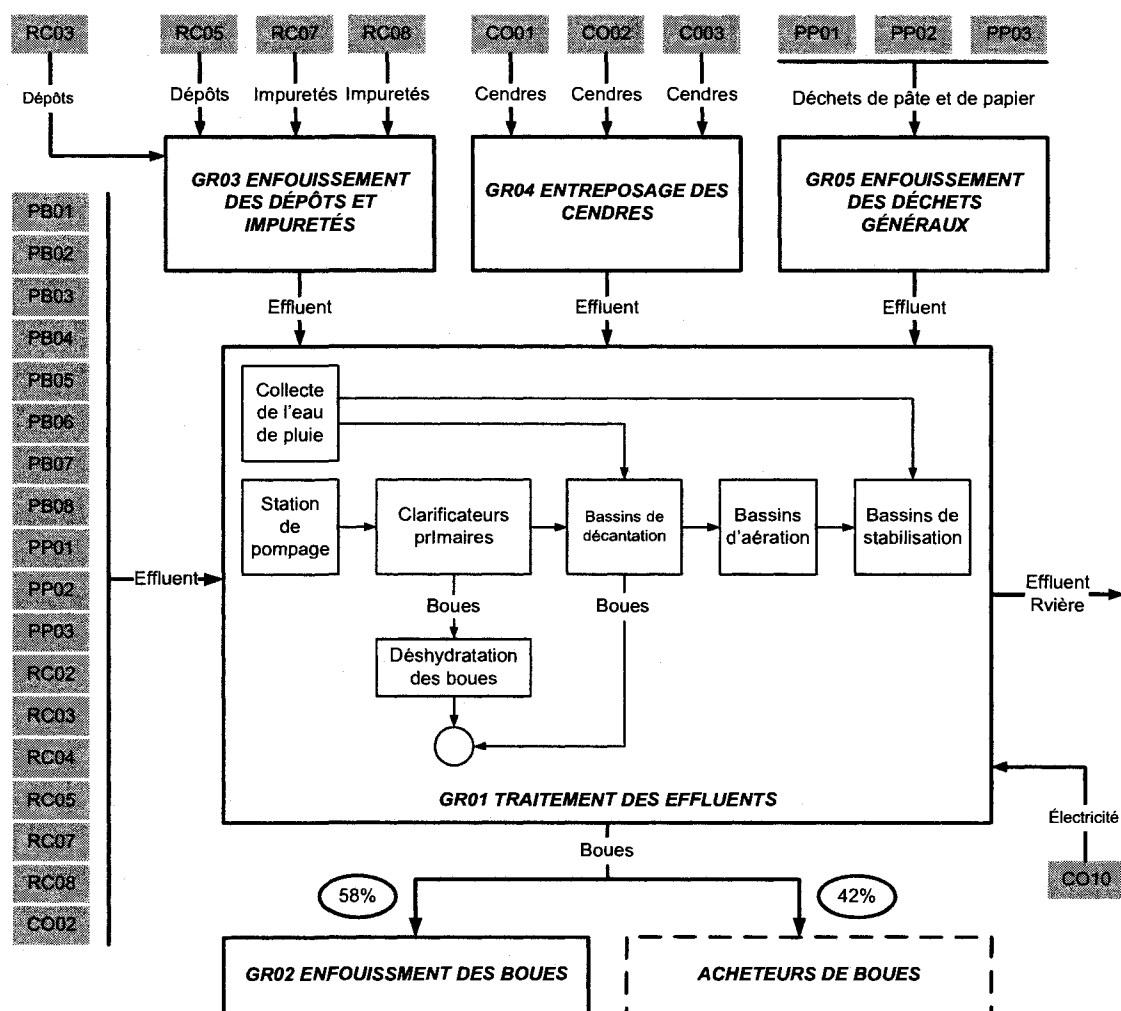


Figure 12 : Gestion des rejets

Données d'inventaire

Les données d'inventaire pour le traitement des rejets sont présentées dans les tableaux suivants.

Tableau 50 : GR01 – Traitements des effluents et des boues

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 51 : GR02 – Enfouissement des boues

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 52 : GR03 – Enfouissement des dépôts et des impuretés

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 53 : GR04 – Entreposage des cendres

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Tableau 54 : GR05 – Enfouissement des déchets généraux

Ce tableau a été exclu de cette version du rapport afin de préserver la confidentialité du client industriel.

Implantation d'un procédé de désencrage

Cette section décrit les hypothèses et les données pour l'implantation d'un procédé de désencrage.

Hypothèses générales

- L'implantation d'un procédé de désencrage de 300 t/j représente l'addition de 15% de fibres recyclées dans le papier. La production de la pâte de bois dur est réduite en conséquence (des 2 lignes proportionnellement).

- Même si leur production diminue, la consommation électrique des lignes de pâte de bois dur demeure constante.
- L'usine réduira ses achats de copeaux et non de rondins.
- L'usine devra augmenter sa production de vapeur pour compenser la réduction de production de liqueur noire.
- Le procédé de blanchiment est de type réducteur.
- Une distance moyenne de 1000 km a été supposée pour les chimiques additionnels.

Données d'inventaires

Le Tableau 55 présente les données autour du procédé de désencrage. Ces données ont été obtenues de la compagnie ainsi que de la littérature [7].

Comme mentionné préalablement, un procédé de désencrage ayant une capacité de 300 admt/j permettra à tout le papier produit sur le site de contenir 15% de fibres recyclées. La consommation actuelle de pâte est de 822 kg/admt papier, ce qui veut dire que 125 kg de pâte de feuillus/admt de papier sera remplacé par de la pâte désencrée. Ceci aura des effets sur le procédé. Ceux-ci sont présentés au Tableau 56.

Tableau 55 : Procédé de désencrage

Nom	Unité	Quantité	Source
ENTRANTS			
MATIÈRES PREMIÈRES			
Papier recyclé	kg	1480	EX
Eau d'usine	kg	30000	EX
PRODUITS CHIMIQUES			
Dithionite	kg	10	[7]
Floculants	kg	4	[7]
H ₂ O ₂ , 50%	kg	10	[7]
Na ₂ SiO ₃	kg	15	[7]
NaOH, 50%	kg	14	[7]
Savon	kg	8	[7]
ÉNERGIE ET COMBUSTIBLES			
Electricité	MWh	0,5	EX
Vapeur	MJ	1600	EX
SORTANTS			
PRODUITS			
<i>Pâte désencrée</i>	<i>kg</i>	<i>1000</i>	-
REJETS			
Boues de désencrage	kg	467	EX

Tablau 56 : Effets de l'implantation du procédé de désencrage sur le procédé

±*	Effet sur le procédé	Hypothèses/Commentaires
+	125 kg pâte désencrée	-
+	185 kg papier recyclé	- 104 kg du site d'enfouissement - 55 kg pâte désencrée pour tissu + 55 kg pâte kraft pour tissu
-	62.5 kg pâte de feuillus blanchie (ligne 1)	-
-	62.5 kg pâte de feuillus blanchie (ligne 2)	-
-	0,521 m ³ liqueur blanche	-
-	9 kg dregs	Réduction de l'enfouissement
-	0.5 kg grits	Réduction de l'enfouissement
-	3,2 kg dioxyde de chlore	-
-	284 kg copeaux de bois dur consommés	Il sera supposé que la réduction se fera à travers les usines de copeaux et que la réduction entraînera une réduction des opérations forestières. L'impact sur les opérations de la cour à bois est négligé. Une perte de 4% au tamisage est considérée.
+	15 kg écorce achetée	Bilan.
+	413 MJ vapeur (bouilloire #2)	Par bilan. Comme le charbon est le combustible le moins cher, il est supposé que l'augmentation se fera à partir de la bouilloire #2).
+	0.42 kg cendres de bois	-
+	2.31 kg cendre de charbon	-
-	383 kg eau de bouilloire	Bilan.
-	1692 kg eau d'usine	-
-	1692 kg effluent	Le changement d'effluent est considéré équivalent au changement de consommation d'eau. Les émissions du traitement des effluents sont considérées comme variant proportionnellement, sauf pour la DBO qui augmentera.
+	6 kg DBO	Selon les calculs du client
+	58 kg boues de désencrage	Selon le client, les boues augmenteront

±*	Effet sur le procédé	Hypothèses/Commentaires
+	114 kg boues d'effluent	de 172 kg/admt. Celles-ci seront enfouies.
+	0.102 MWh électricité achetée	Bilan. Technologie affectée : production d'électricité à partir de charbon.
* + : Augmentation, - : Diminution		

Données secondaires nécessaires

Mis à part les ressources approvisionnées, d'autres données génériques sont nécessaires pour modéliser l'effet d'implanter un procédé de désencrage. Celles-ci sont présentées au Tableau 57.

Tableau 57 : Données génériques supplémentaires nécessaires pour l'implantation du procédé de désencrage

Élément	Donnée(s) générique(s)
Enfouissement du papier en fin de vie	Disposal, paper, 11.2% water, to sanitary landfill/CH
Pâte désencrée pour tissu	KCL ECO-DATA: DIP for tissue (high grade), bleached
Pâte kraft	Sulphate pulp, ECF bleached, at plant/RER U
Électricité	Electricity, hard coal, at power plant/UCTE U

Résultats d'inventaire

Les résultats d'inventaires ne seront pas détaillés ici. Par contre, certains d'entre eux seront discutés lors de l'évaluation des impacts et de l'interprétation. Si le client le demande, les résultats pourront lui être fournis.

Évaluation des impacts et interprétation

Impacts environnementaux de la production à une usine kraft

La Figure 13 illustre la contribution de chacun des processus d'avant-plan à chacun des indicateurs de dommages. Il est important de noter que les processus d'arrière-plan liés à chacun des processus d'avant-plan sont inclus dans l'analyse (e.g. le processus de cogénération inclut à la fois les émissions sur le site de l'usine et celles liées à l'extraction des combustibles pour produire la vapeur). Le Tableau 58 présente de façon plus détaillée les processus élémentaires qui contribuent à chacun des indicateurs. Les principales émissions/ressources impliquées sont aussi présentées. Chaque indicateur est discuté dans les sections qui suivent.

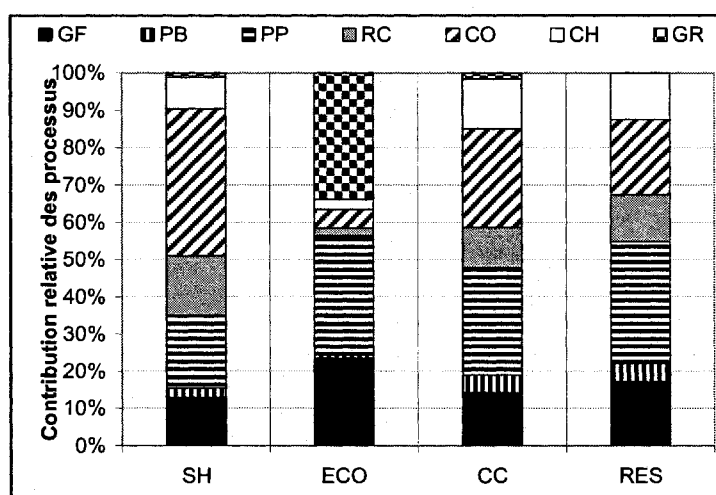


Figure 13 : Contribution relative à chacun des indicateurs

Tableau 58 : Analyses de contribution

Indicateur de dommage	Groupe de processus d'Av.-P. (>15%)		Processus spécifique d'Av.-P.		Détails	Inventaire
Santé humaine (SH)	CO	39%	CO01	24%	Émissions de la bouilloire #1	24% PM10, SO2
			CO02	11%	Émissions de la bouilloire #2	10% PM10, SO2, NOx
	PP	19%	PP01	19%	Distribution	12% COV
	RC	16%	RC03	5%	Émissions de la bouilloire de récupération #1	5% PM10, NOx
			RC05	5%	Émissions de la bouilloire de récupération #2	5% PM10, NOx
			RC07	4%	Émissions du four à chaux	4% PM10
Qualité des écosystèmes (ECO)	GR	34%	GR04	33%	Émissions dues à l'entreposage des cendres sur le site	33% Zinc (sol)
	PP	32%	PP01	32%	Amidon éthylé (production et transport)	16% Occupation du territoire, Zinc (sol)
					Transport par camion (distribution surtout)	10% Zinc (sol)
	GF	24%	GF01	17%	Approvisionnement en rondins (transport et opérations forestières)	9% Occupation du territoire, Zinc (sol)
					Approvisionnement en copeaux (transport et opérations forestières)	8%
			GF02	7%	Approvisionnement en rondins (transport et opérations forestières)	4% Occupation du territoire, Zinc (sol)
					Approvisionnement en copeaux (transport et opérations forestières)	3%
ent s cli mai iqu	PP	29%	PP01	28%	Transport (distribution et chimiques)	14% CO2, fossile

Indicateur de dommage	Groupe de processus d'Av.-P. (>15%)		Processus spécifique d'Av.-P.		Détails		Inventaire
					Consommation d'électricité	7%	
	CO	26%	CO02	22%	Émissions sur le site	20%	
Ressources (RES)	PP	32%	PP01	31%	Transport (distribution et chimiques)	17%	Pétrole brut
					Consommation d'électricité	7%	Charbon
	CO	20%	CO02	17%	Consommation de charbon	14%	Charbon
	GF	17%	GF01	10%	Consommation de pétrole brut pour le transport de la fibre	12%	Pétrole brut
			GF02	5%			
Av.-P. : Avant-plan							

Santé humaine

L'indicateur de santé humaine est bien réparti entre les divers procédés à l'usine. Cependant, il est intéressant de noter que plus de 48% du dommage est dû aux émissions de combustion sur le site de l'usine (particules, dioxyde de soufre et NOx). Les transports (distribution et approvisionnement en fibres) représentent aussi une portion significative du dommage à la santé humaine.

Qualité des écosystèmes

L'impact sur la qualité des écosystèmes est principalement dû à l'occupation du territoire par les forêts et l'exploitation agricole nécessaire pour la production d'amidon éthylé ainsi qu'à l'émission de zinc dans le sol par les activités d'entreposage des cendres sur le site de l'usine ainsi qu'au transport par camion de la fibre et de certains chimiques.

Changement climatiques et ressources

Les profils de ces deux indicateurs sont très liés puisqu'ils sont surtout dus à l'extraction/combustion de combustibles fossiles. Plus spécifiquement les combustibles fossiles utilisés sur le site et pour le transport sont les principaux responsables.

Conséquences environnementales de l'implantation du procédé de désencrage

Les conséquences environnementales de l'implantation du procédé de désencrage ont été calculées de façon différentielle par rapport à la situation initiale. De cette façon, un résultat positif indique une augmentation des impacts environnementaux tandis qu'un résultat négatif indique plutôt une réduction de ceux-ci. D'un autre côté, les frontières sont plus étendues que dans le cas du profil environnemental de l'usine puisque les conséquences peuvent survenir à l'extérieur du cycle de vie de ses activités (e.g. la consommation de papier recyclé peut potentiellement affecter les consommateurs compétiteurs de cette ressource).

Résultats

Afin de pouvoir comparer les différents indicateurs d'impacts ou de dommages sur une même échelle, il est nécessaire de les normaliser. Pour ce faire, il existe plusieurs approches dont la normalisation par un cas de référence. Ici, le cas de référence le plus évident est le profil environnemental de l'usine. L'interprétation des résultats en normalisant de cette façon est présentée au Tableau 59. Les résultats, quant à eux sont présentés à la Figure 14. Cette figure montre que l'implantation du procédé de désencrage cause une détérioration non significative (par rapport au profil environnemental initial, moins de 10%) des quatre catégories de dommage.

Tableau 59 : Interprétation des résultats en normalisant par le profil environnemental de l'usine

Résultat	Interprétation
$I > 1$	L'option cause une détérioration qui est supérieure à l'impact actuel de l'usine.
$I = 1$	L'option cause une détérioration qui est égale à l'impact actuel de l'usine.
$0 < I < 1$	L'option cause une détérioration qui est inférieure à l'impact actuel de l'usine.
$I = 0$	L'option ne cause aucune conséquence environnementale nette.
$-1 < I < 0$	L'option cause une amélioration inférieure à l'impact actuel de l'usine.
$I = -1$	L'option cause une amélioration qui compense totalement l'impact actuel de l'usine.
$I < -1$	L'option cause une amélioration qui compense et surpasse l'impact actuel de l'usine.

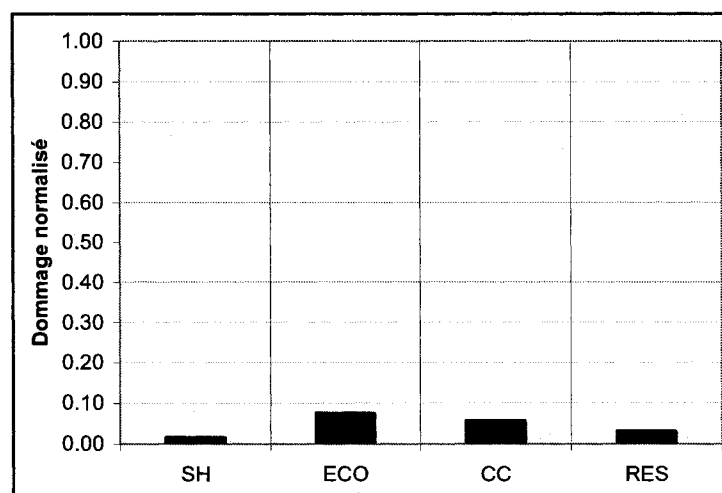


Figure 14 : Dommages normalisés de l'implantation d'un procédé de désencrage

Analyses de contribution

Afin de bien comprendre les raisons qui font que l'impact est non significatif, il est possible d'effectuer une analyse de contribution tel qu'illustré à la Figure 15. Les explications sont fournies dans les paragraphes qui suivent.

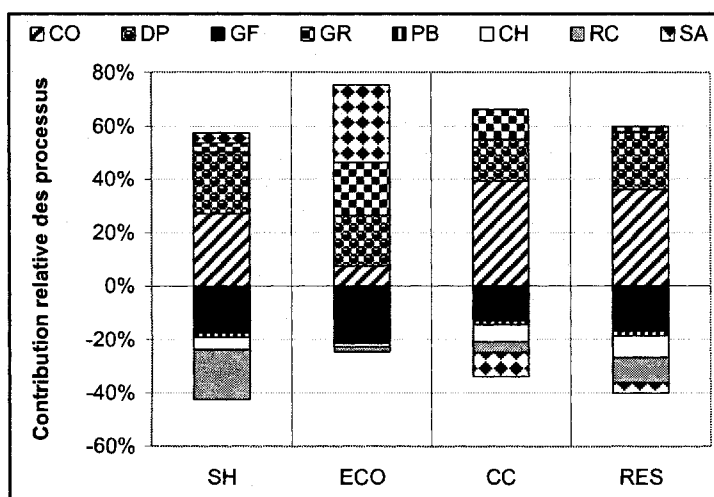


Figure 15 : Contribution des divers processus à l'impact du procédé de désencrage
(SA : autres systèmes affectés par l'implantation)

Santé humaine

On observe une détérioration de l'indicateur due à l'augmentation de production de vapeur de la bouilloire au charbon (CO, pour compenser la diminution de la vapeur produite par les bouilloires de récupération) et au processus de désencrage lui-même (DP). Plus spécifiquement, le transport de la fibre recyclée à l'usine et la production de dithionite de sodium sont responsables de cette détérioration. D'un autre côté, la détérioration est partiellement compensée par les bénéfices la réduction du transport de la fibre vierge ainsi que des émissions des bouilloires de récupération.

Qualité des écosystèmes

La détérioration de l'indicateur de qualité des écosystèmes est attribuable à plusieurs éléments :

- La production de pâte kraft dans d'autres systèmes pour compenser la compétition pour le papier recyclé (SA);
- L'augmentation des boues à enfouir (DP);
- Le transport de la fibre recyclée à l'usine.

La détérioration est partiellement compensée par la réduction de consommation de fibre vierge dans le système étudié.

Changement climatiques et ressources

La détérioration des indicateurs de changement climatiques et de consommation de ressources non renouvelables est principalement due à l'augmentation de la production de vapeur à partir de combustibles fossiles et à l'achat d'électricité au réseau.

Analyses de sensibilités et de scénarios

Les analyses de sensibilité et de scénarios visent à tester l'impact sur les résultats des choix qui ont été faits. Par exemple, il serait possible de tester l'effet du choix des Proxy ainsi que de l'utilisation de données antérieures à 2002. Cependant, ceux-ci contribuent faiblement aux résultats. Cette section sera donc consacrée aux choix méthodologiques et aux hypothèses qui ont été faites.

Méthode de caractérisation

La méthode IMPACT2002+ au niveau des dommages a été utilisée pour sa simplicité. L'utilisation de la même méthode, mais aux niveaux des impacts, est discutée dans cette section (Figure 16). Cette figure illustre que, encore ici, l'implantation du procédé entraîne une détérioration négligeable de la majorité des indicateurs. On remarque par contre une détérioration plus significative de l'indicateur d'eutrophisation aquatique et une amélioration plus modeste de l'indicateur de smog organique.

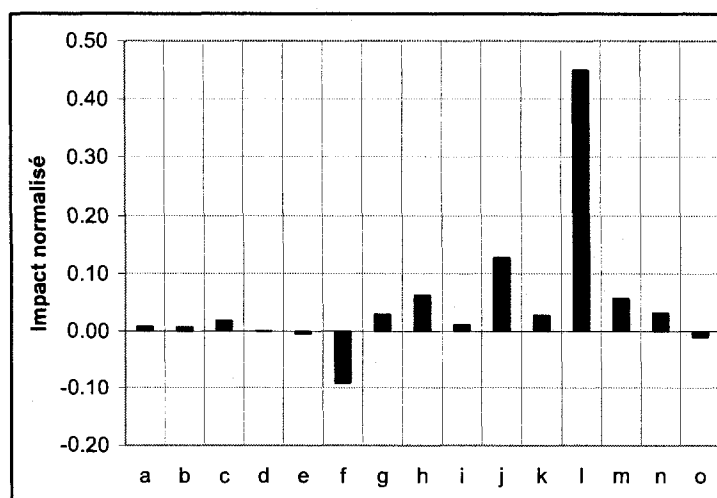


Figure 16 : Méthode IMPACT2002+, impacts

(a : cancérogènes, b : non cancérogènes, c : smog inorganique, d : radiations ionisantes, e : destruction de la couche d'ozone, f : smog organique, g : écotoxicité aquatique, h : écotoxicité terrestre, i : acidification/nitrification terrestres, j : occupation du territoire, k : acidification aquatique, l : eutrophisation aquatique, m : changements climatiques, n : énergie non renouvelable, o : extraction des minéraux)

Méthode de normalisation

Les résultats ont été, jusqu'à maintenant, normalisés par le profil environnemental de l'usine. Il existe des méthodes permettant de normaliser les impacts à l'aide d'un système de référence externe. Par exemple, la méthode IMPACT2002+ permet de comparer les résultats obtenus aux émissions par habitant en Europe durant une année donnée. Ce genre d'approche est illustré à la Figure 17. Cette figure montre que la détérioration causée par l'implantation du procédé représente entre 0.6% et 1.2% de l'impact par habitant en Europe.

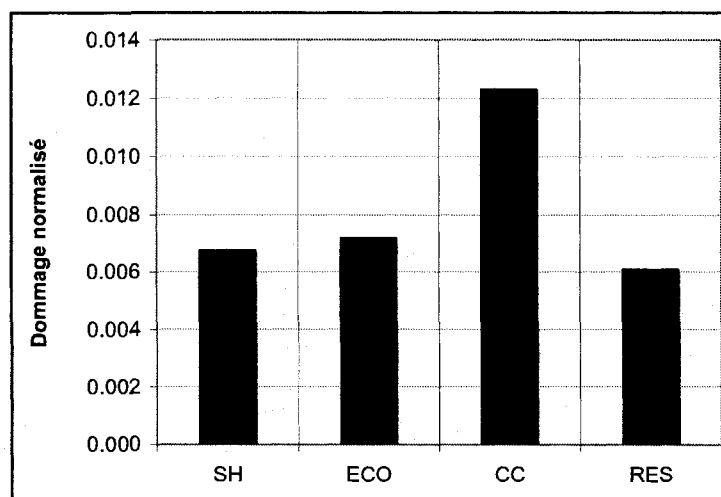


Figure 17 : Normalisation externe (émissions par habitant en Europe)

Scénarios

Plusieurs hypothèses peuvent avoir un effet important sur les résultats. Celles-ci ont été utilisées pour développer les scénarios au Tableau 60.

Les résultats de ces scénarios sont présentés à la Figure 18. Les résultats indiquent que les scénarios ont peu d'effet sur les résultats.

Tableau 60 : Scénarios

Paramètre	Scénario initial (S0)	Scénario alternatif	#
Consommation de fibre recyclée	Déviée de l'enfouissement (54%), déviée d'autres usages (44%)	Déviée de l'enfouissement (100%)	S1
		Déviée d'autres usage (100%)	S2
Consommation d'électricité	Technologie affectée : charbon	Technologie affectée : gaz naturel	S3
Bouilloire utilisée pour compenser la perte de vapeur du cycle de récupération	Bouilloire au charbon	Bouilloire à l'écorce	S4
Transport	Avec retour à vide	Couplage avec la livraison au client	S5

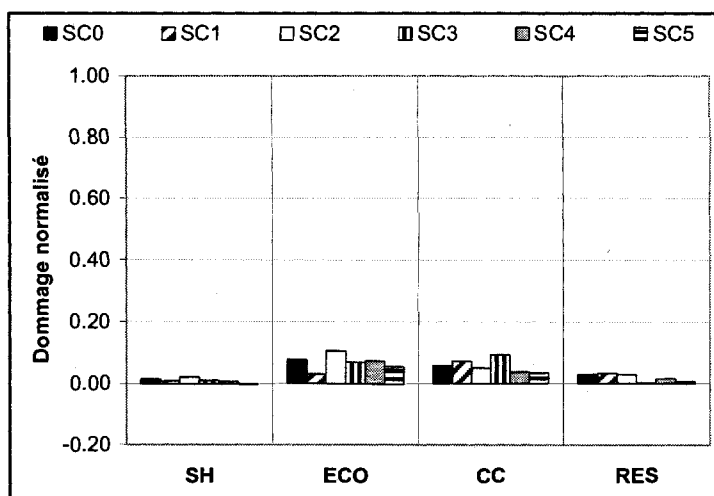


Figure 18 : Analyse de scénarios

Conclusions et recommandations

Le premier objectif de cette étude était de caractériser les impacts environnementaux dus à la production à une usine kraft intégrée. Les résultats ont montré que ceux-ci étaient bien divisés entre les différents départements de l'usine. Cependant, les sources d'impacts sont l'utilisation des combustibles fossiles (production de vapeur, production d'électricité et transports) et la consommation de fibre vierge. L'entreposage des cendres et la consommation d'amidon sont d'autres facteurs déterminants pour le profil environnemental de l'usine. Cependant, il est important de mentionner que l'ACV fournit des indicateurs de l'impact potentiel sur l'environnement et non de l'impact réel. Par exemple, si, selon les résultats, l'impact potentiel de l'émission de zinc dans le sol due à l'entreposage des cendres sur le site de l'usine est élevé, une étude spécifique considérant les caractéristiques du sol en question pourrait montrer que les risques sont nuls. Il est aussi possible que les alternatives de gestion présentent plus d'impacts potentiels.

Le second objectif, quant à lui, visait à évaluer l'impact potentiel de l'implantation d'un procédé de désencrage remplaçant une partie de la pâte vierge produite. Les résultats montrent que l'implantation causerait une très faible augmentation des impacts environnementaux, et ce, peu importe les scénarios et les méthodes utilisées.

Références

- [1] T. Ekvall and B. P. Weidema, "System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 9, pp. 161-171, 2004.
- [2] T. Ekvall, "A Market-based approach to allocation at open-loop recycling," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 29, pp. 91-109, 2000.
- [3] American Forest & Paper Association, "Recovered Paper Statistics - 2004 Edition," 2004.
- [4] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, and R. Rosenbaum, "IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, pp. 324-330, 2003.
- [5] T. C. Browne, *Energy Cost Reduction in the Pulp and Paper Industry*. Pointe-Claire: Pulp and Paper Research Institute of Canada, 1999.
- [6] G. A. Smook, *Handbook for pulp & paper technologists*, 2nd ed. Vancouver: Angus Wilde Publications, 1992.
- [7] L. Götsching and H. Pakarinen, *Recycled fiber and deinking*. Helsinki, Finland and Atlanta, Ga: Fapet Oy ; TAPPI, 2000.

K. BILANS ET ACV DU PLA

Description de l'étude de cas

Description des usines à l'étude et du scénario 0

Une compagnie papetière fictive qui possède plusieurs usines kraft veut implanter un procédé de bioraffinerie à l'une d'elles. Deux choix sont disponibles. La première usine (usine #1) est située dans le sud des États-Unis. Un client pour l'acide lactique (LA) plutôt que pour l'acide polylactique (PLA) a été identifié. Ainsi, cette usine devrait transporter le LA jusqu'à une usine de polymérisation qui, elle, produirait le PLA. Le PLA serait ensuite vendu pour produire des fenêtres d'enveloppe comme un substitut au polystyrène (PS). Le deuxième choix consiste en une usine (usine #2) située au Québec. La société a identifié un client local pour l'acide polylactique (PLA). Ce client utilise le PLA pour la fabrication de bols de plastique substituant ainsi du polyéthylène téréphtalate (PET). L'investissement en capital à l'usine #1 est moindre, mais cette option génère potentiellement moins de revenus que celle à l'usine #2 puisque le PLA est un produit à plus haute valeur ajoutée.

De plus, les deux usines ont aussi des profils très différents ce qui pourrait éventuellement affecter les profils économiques et environnementaux de l'implantation d'un procédé de bioraffinerie. Ces profils sont présentés au Tableau 1. L'usine #1 produit 2820 t/j de papier et de pâte marchande (85%, 15%) et consomme actuellement 23 GJ/t de vapeur (17 GJ/t pour le procédé, 6 GJ/t pour la production d'électricité). Elle produit de la pâte à la fois de feuillus et de résineux. Les effluents sont traités par le biais de lagune aérée surdimensionnée et les boues sont en partie vendues pour être valorisées et en partie enfouies. L'usine #2 produit 1630 t/j de papier et de pâte marchande (95%, 5%) et consomme actuellement 21 GJ/t de vapeur (19 GJ/t pour le procédé, 2 GJ/t pour la production d'électricité). Elle produit uniquement de la pâte de feuillus, mais achète de la pâte de résineux d'une autre usine située à environ 500 km. Le système de traitement, aussi une lagune aérée, est au maximum de sa capacité. Les boues sont enfouies.

Tableau 1: Comparaison des profils des deux usines

Caractéristiques	Usine #1	Usine #2
Production de produits (pâtes et papiers)	2820 t/j	1630 t/j
Pâte de feuillus	1540 t/j	1045 t/j
Pâte de résineux	850 t/j	0 t/j
Pâte achetée (résineux, 500 km)	0 t/j	310 t/j
Vapeur produite	23 GJ/t	21 GJ/t
Liqueur noire	63.3%	45.2%
Écorce	15.2%	24.4%
Charbon	14.2%	0.0%
Gaz naturel	7.2%	30.4%
Mazout	0.1%	0.0%
Vapeur utilisée par le procédé	17 GJ/t	19 GJ/t
Consommation d'électricité	4.6 GJ/t	3.7 GJ/t
Électricité achetée au grid	1.5 GJ/t	2.1 GJ/t

Le Scénario 0 est décrit ici-bas.

- **Usine #1 :** Le Scénario 0 considère l'intégration de la production de l'acide lactique à l'usine de papier sans effectuer d'amélioration énergétique a priori. L'acide lactique est ensuite transporté sur une distance de 1000 km à une unité de polymérisation. Puis, le PLA est transporté sur 1200 km pour être extrudé. Les films de PLA sont utilisés pour la production de fenêtres d'enveloppe substituant 1.06 kg de PS par kg de PLA. L'énergie d'extrusion du PLA est légèrement supérieure à celle du PS (10%). Ni le PLA ni le PS ne sont recyclés.
- **Usine #2 :** Le Scénario 0 considère l'intégration de la production d'acide polylactique à l'usine de papier sans effectuer d'amélioration énergétique a priori. Le PLA est ensuite transporté sur une distance de 40 km pour être extrudé et être thermoformé

Tableau 2: Bilans massiques pour la production du PLA

Substance	Flux massique (t)																					
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Total	1597	96	1501	212	1859	10439	9030	2163	674	735	140	9281	6978	5138	4143	819	5421	813	581	4027	378	203
Température **	-	-	20	20	60	60	110	60	-	-	20	60	60	60	60	-	48.5	-	-	-	-	-
Cellulose			467	0	0	0	0	467	0	0	0	467	0	0	467	0	89	89	0	0	0	0
Hémicellulose			171	0	0	150	0	21	150	0	0	21	0	0	21	0	21	21	0	0	0	0
Lignine	1064	64	229	0	0	207	0	22	207	0	0	22	0	0	22	0	22	22	0	0	0	0
Autres composés			133	0	0	104	2	31	102	0	0	31	0	0	31	0	31	31	0	0	0	0
Eau	533	32	501	3	1859	949	208	1622	6	735	0	8600	6978	5138	3462	768	4230	0	203	4027	0	203
CH ₃ COOH	0	0	0	207	0	9009	8802	0	207	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HCl	0	0	0	2	0	20	18	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NH ₄ OH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140	140	0	0	140	0	0	0	0	0	0	0
Glucose ajouté	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15.4	0	0	0	0	0	0
Extrait de levures	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	0	0	0	0
Extrait de viande	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.1	0	0	0	0	0	0
Peptone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.7	0	0	0	0	0	0
CH ₃ COONa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.8	0	0	0	0	0	0
Acétate de triammonium	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	0
K ₂ HPO ₄	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	0	0	0	0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0
MnSO ₄ ·H ₂ O	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0
Polysorbate	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0
Agar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.7	0	0	0	0	0	0
Résidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	51*	0	0	0	0
Acide lactique	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	378	0	378	0	0	0
PLA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	378	0

* Peut être dû à l'accroissement de la masse microbienne ou aux chimiques non consommés. L'hypothèse que la quantité de masse microbienne requise pour la fermentation suivante est reculée et que le reste est brûlé sans production ou consommation d'énergie.

** °C

* Peut être dû à l'accroissement de la masse microbienne ou aux chimiques non consommées. L'hypothèse que la quantité de masse microbienne requise pour la fermentation suivante est recirculée et que le reste est brûlé sans production ou consommation d'énergie.

** °C

Écorçage et mise en copeaux

Cette étape consiste en l'écorçage et en la mise en copeaux des rondins reçus. Il est supposé que les rondins sont reçus par camion et une distance moyenne de 200 km est utilisée. Selon les données de l'ACV sur l'usine kraft, 7% de la masse est perdue en résidus de bois lors de cette étape (i.e. pour 1000 t de copeaux, 1075 t de rondins sont nécessaires), dans le cas de l'usine #1. Dans le cas de l'usine #2, il faut plutôt approvisionner 1150 t de rondins pour produire 1000 t de copeaux.

Mise en pâte et récupération de la liqueur

Le procédé de mise en pâte et de récupération de la liqueur est décrit en détails ailleurs [7]. Il est supposé que les copeaux produits à l'étape précédente ont été séchés naturellement afin d'atteindre une humidité de 30% (eau nécessaire pour une mise en pâte efficace). Ceux-ci sont mélangés dans le réacteur avec les réactifs de mise en pâte (acide acétique et acide chlorhydrique) et le courant de recirculation qui contient aussi ces mêmes chimiques afin d'effectuer la mise en pâte. La pâte produite est lavée à l'eau dans une unité de percolation déplaçant ainsi une liqueur contenant les chimiques de réaction, l'hémicellulose et la lignine. La pâte, quant à elle, contient principalement de la cellulose. La liqueur est ensuite alimentée à une section de récupération qui consiste en une évaporation éclair visant la séparation de l'acide chlorhydrique. Par la suite, on suppose qu'elle est concentrée à l'aide d'un évaporateur à 6 effets. L'eau est séparée de l'acide acétique à l'aide de membranes.

Gonflement de la pâte

Plus de détails concernant cette étape peuvent être trouvés ailleurs [3]. Il a été démontré que, si la pâte produite à l'étape précédente était directement soumise à la saccharification (hydrolyse), de faibles rendements de conversion de la cellulose en glucose étaient observés car les propriétés structurales de la cellulose n'étaient pas appropriées. Celles-ci peuvent être améliorées par un procédé de gonflement à l'ammoniaque. Pour ce faire, de l'eau doit être ajoutée afin d'atteindre le bon ratio de liqueur/solides. Comme ce traitement vise à modifier les propriétés physico-chimiques de la cellulose et non de la transformer, peu de produits chimiques sont consommés et ceux-ci peuvent être recirculés. L'hypothèse selon laquelle 10% de l'ammoniaque est consommée ou perdue dans la pâte a été posée.

Hydrolyse et fermentation simultanées

La pâte gonflée est stockée dans un réservoir où une partie de l'eau est enlevée afin d'atteindre le ratio liqueur/solides nécessaire pour le procédé d'hydrolyse et de fermentation simultanée (HFS). Afin d'effectuer la fermentation, il est nécessaire de préparer les microorganismes, le média de culture (nutriments) et l'inoculum. Plus d'informations concernant ceci est disponible ailleurs [6]. La production des enzymes et des microorganismes n'est pas incluse dans l'étude car il n'existe pas de données à cet effet facilement disponibles. Le procédé de HFS se fait à dans un réacteur discontinu où le substrat est ajouté en deux étapes à l'inoculum. La fermentation doit s'effectuer à un certain pH et la quantité de NaOH requise pour maintenir le pH est négligée. Ce procédé entraîne une conversion de 81% de la cellulose en acide lactique. Les résidus de fermentation contiennent des microorganismes ainsi que de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine qui n'ont pas réagi. Il est présumé que les microorganismes sont réutilisés pour la prochaine fermentation réduisant ainsi la quantité de nutriments pour la croissance des microorganismes. Une fois la communauté de microorganismes établies, il n'est pas nécessaire d'ajouter une quantité supplémentaire de nutriments [6]. Il est aussi présumé que les résidus de cellulose, d'hémicellulose et de lignine peuvent être brûlés pour produire de l'énergie.

Purification et concentration

Afin de pouvoir procéder à la polymérisation, il est nécessaire de procéder à la purification et à la concentration de la solution d'acide lactique obtenue. Il est présumé que l'eau est évaporée à l'aide d'un évaporateur multi-effets (4) et que la purification se fait à l'aide de membranes.

Polymérisation

Peu de données sont disponibles concernant la polymérisation à l'exception de celles de NatureWorks [1, 8]. La première étape de la polymérisation consiste à enlever l'eau par une réaction de condensation qui transforme l'acide lactique en un prépolymère qui est ensuite transformé en un dimère, le lactide. Il est présumé que l'eau est perdue sous forme de vapeur. Le lactide est purifié par un procédé de distillation et polymérisé en acide polylactique. Le procédé de NatureWorks n'utilise pas de solvant pour la polymérisation. Les autres additifs sont négligés.

Bilan d'eau

- Entrant dans le réservoir :
 - 9 : 735 t/j;
 - 13 : 5138 t/j;
 - 19 : 4027 t/j;
- Sortant du réservoir :
 - 4 : 1858 t/j;
 - 12 : 6978 t/j;
- Total : 1064 t/j.

Il y a donc un effluent de 1064 t/j. Il est supposé que cet effluent est équivalent en termes de concentration de polluants à celui de l'usine initiale.

Bilans d'énergie

Données utilisées

- Chaleur massique du bois : 18 GJ/t;
- Capacité calorifique de l'eau : 0.00419 GJ/tK;
- Chaleur de vaporisation de l'eau : 2.26 GJ/t;
- Capacité calorifique de l'acide acétique : 0.00279 GJ/tK;
- Chaleur de vaporisation de l'acide acétique : 0.41 GJ/t;
- Capacité calorifique du bois: 0.000420 GJ/t;
- Capacité calorifique de l'ammoniac : 0.00472 GJ/tK;
- Chaleur massique de la liqueur de mise en pâte et des résidus de fermentation : 8.7 GJ/t.

Hypothèses

Les hypothèses suivantes ont été faites pour les bilans d'énergie:

- Le réservoir d'eau est maintenu à 60°C sans apport extérieur d'énergie;
- L'énergie produite par la dissolution de l'acide chlorhydrique dans l'eau est négligée;
- La récupération de la liqueur se fait à l'aide d'un évaporateur éclair et d'un évaporateur à 6 effets (énergie = 1/5 d'un évaporateur simple);
- La concentration de la solution d'acide lactique se fait à l'aide d'un évaporateur à 4 effets (énergie = 1/3 de l'énergie d'un évaporateur simple et la purification à l'aide de membranes;
- La vapeur requise pour la polymérisation est estimée par les données de NatureWorks [1, 8];
- La consommation d'électricité requise pour produire le PLA est estimée par les données de NatureWork [1, 8].

Résultats des bilans d'énergie

Les résultats de bilans d'énergie sont présentés au Tableau 3.

Tableau 3: Bilans d'énergie

Description	No. de flux	Usine #1	Usine #2
		(GJ/j)	
Production de vapeur			
Résidus d'écorçage/mise en copeaux	A	1350	2700
Liqueur	B	4000	
Résidus de fermentation	C	1400	
Consommation de vapeur			
Récupération de la liqueur	G ₁	3110	
Mise en pâte	G ₂	280	
Gonflement	G ₃	25	
HFS	G ₄	55	
Concentration et purification	G ₅	3900	
Polymérisation	G ₆	3560	
Consommation d'électricité			
Polymérisation	H/I/K ₁	1270	
Restant du procédé	H/I/K ₂	1480	
Total	-	2750	

Effet de l'implantation du procédé de PLA sur les usines

L'effet de l'implantation du procédé de LA/PLA sur les systèmes énergétiques des deux usines est présenté aux sections 0 et 0. L'usine #1 compensera une diminution de sa production de vapeur par une réduction de sa consommation de gaz naturel et ensuite par une réduction de sa consommation de charbon. L'augmentation sera quant à elle comblée par la combustion supplémentaire de charbon. Dans le cas de l'usine #1, l'augmentation et la réduction de la consommation de vapeur se feront à l'aide de gaz naturel. Dans le contexte d'une demande énergétique globale croissante, une modification de la consommation d'électricité achetée se fera par le biais de charbon pour l'usine #1. Au Québec (usine #2), l'identification de la technologie affectée par une modification marginale de la demande en électricité n'est pas aussi directe. En effet, plusieurs mécanismes politiques, qui ne seront pas discutés ici, interviennent. Trois possibilités ont été identifiées concernant un changement dans la demande : 1) un excès/une diminution de l'énergie hydroélectrique disponible pour les exportations vers

l'Ontario, le Nouveau-Brunswick et New-York afin de substituer du charbon, 2) une augmentation/réduction des contrats attribués pour la production d'énergie éolienne, 3) la remise en fonction de la centrale de Bécancour (cogénération à partir de gaz naturel) dans le cas d'une augmentation de la demande. Une combinaison de ces trois options a été considérée. L'autre principal effet sur le procédé est lié à l'augmentation de l'effluent. Puisque aucune information n'était disponible concernant l'effluent du procédé de production de LA (autre que la quantité), il a été considéré que celui-ci serait l'équivalent de la même quantité d'effluent d'un procédé typique de mise en pâte.

Usine #1

L'effet du Scénario S0 sur les bilans d'énergie de l'usine #1 est présenté au Tableau 4. Un autre scénario (S1, ce scénario sera décrit ultérieurement) est aussi présenté. Celui-ci consiste en une amélioration du profil énergétique des usines (vapeur : 14 GJ/t, électricité : 4 GJ/t).

Tableau 4: Résumé de la consommation énergétique de l'usine #1

Type	Profil énergétique (GJ/t)		
	Pré-modernisation	S0	S1
Consommation			
Usine kraft	49 000	49 000	39 480
Turbines	15 800	18 200	15 100
Procédé de production de l'acide lactique (G ₁ à G ₅) ¹	0	7370	7370
TOTAL (VAPEUR)	64 800	74 570	61 950
Production			
Récupération (kraft)	41 010	41 010	41 010
Récupération (AL)	0	5400	5400
Gaz naturel	4650	4650	0
Charbon	9180	12 200	4350
Écorce (produite sur site, kraft)	1480	1480	1480
Écorce (produite sur site, AL)	0	1350	1350
Écorce (achetée)	8360	8360	8360
Huile lourde	120	120	0
TOTAL (VAPEUR)	64 800	74 570	61 950
Électricité			
Électricité produite sur site	8660	9980	8280
Électricité achetée	4240	4400	4480
TOTAL (ÉLECTRICITÉ)	12 900	14 380	12 760

Usine #2

L'effet du Scénario S0 sur les bilans d'énergie de l'usine #2 est présenté au Tableau 5. Un autre scénario (S1, ce scénario sera décrit ultérieurement) est aussi présenté. Celui-ci consiste en une amélioration du profil énergétique des usines (vapeur : 14 GJ/t).

Tableau 5: Résumé de la consommation énergétique de l'usine #2

Type	Profil énergétique (GJ/)		
	Pré-modernisation	S0	S1
Consommation			
Usine kraft	30 970	30 970	22 820
Turbines	3260	4410	3550
Procédé de production du PLA (G ₁ à G ₆)	0	10 930	10 930
TOTAL (VAPEUR)	34230	46 310	37 300
Production			
Récupération (kraft)	15 460	15 460	15 460
Récupération (AL)	0	5400	5400
Gaz naturel	10 410	14 390	5380
Écorce (produite sur site, kraft)	2770	2770	2770
Écorce (produite sur site, AL)	0	2700	2700
Écorce (achetée)	5590	5590	5590
TOTAL (VAPEUR)	34 230	46 310	37 300
Électricité			
Électricité produite sur site	2630	3560	2860
Électricité achetée	3370	5190	5890
TOTAL (ÉLECTRICITÉ)	6000	8750	8750

Analyses de cycle de vie

Définition de l'objectif et du champ de l'étude

Fonction, unité fonctionnelle et flux de références

Usine #1

Fonction:

Les fonctions suivantes seront étudiées :

- 6) Production²⁴ journalière de fenêtres d'enveloppe en acide polylactique (PLA) ou en polystyrène (PS);
- 7) Production journalière de papier;
- 8) Production journalière simultanée de papier et de fenêtres d'enveloppe.

Unité fonctionnelle

Les unités fonctionnelles équivalentes sont :

- Production de X fenêtres d'enveloppe (correspondant à 378 t de PLA) en acide polylactique (PLA) ou en polystyrène (PS);
- Production de 2820 t de papier.

Flux de référence

Les flux de référence sont les suivants :

- PLA : 378 t;
- PS : 401 t;
- Papier : 2820 t.

²⁴ Même si les propriétés physiques du PLA et du PS sont différentes, ils peuvent être utilisés pour la même fonction.

Usine #2

Fonction:

Les fonctions suivantes seront étudiées :

- Production²⁵ journalière de bols de plastique en acide polylactique (PLA) ou en polyéthylène téréphtalate (PET);
- Production journalière de papier;
- Production journalière simultanée de papier et de bols.

Unité fonctionnelle

Les unités fonctionnelles équivalentes sont :

- Production de X bols (correspondant à 378 t de PLA) en acide polylactique (PLA) ou en polystyrène (PS);
- Production de 1630 t de papier.

Flux de référence

Les flux de référence sont les suivants :

- PLA : 378 t;
- PS : 525 t;
- Papier : 1630 t.

Frontières du système

Usine #1

Les frontières pour la production des deux types de fenêtre sont présentées aux Figures 2 et 3. Elles incluent toutes les activités dans le cycle de vie de la production des

²⁵ Même si les propriétés physiques du PLA et du PS sont différentes, ils peuvent être utilisés pour la même fonction.

fenêtres à l'exception de la production et l'utilisation des enveloppes (pas de différence notable entre les deux alternatives). L'énergie requise pour l'extrusion du PLA est légèrement supérieure à celle du PS. On suppose ici une augmentation de 10%. La production d'acide lactique à l'usine de papier partage ses procédés énergétiques avec ceux de la production régulière.

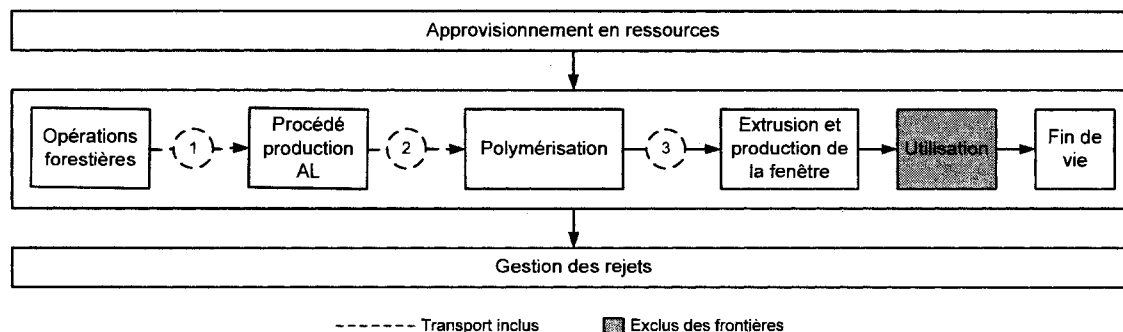


Figure 2: Frontières du système pour la production de fenêtres d'enveloppe (AL)

(1 : rondins transportés sur 200 km, 2 : solution d'acide lactique transportée sur 1000 km, 3 : granules de PLA transportés sur 1200 km)

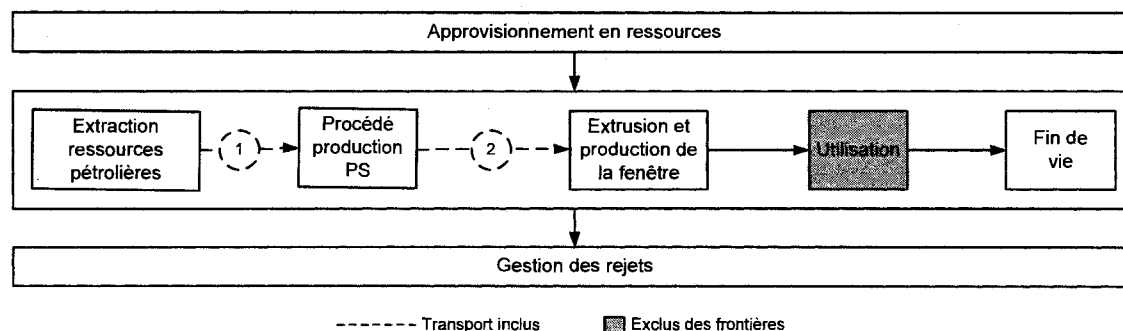


Figure 3: Frontières du système pour la production de fenêtres d'enveloppe (PS)

(1 : ressources pétrolières transportées selon banque de données, 2 : granules de PS transportés sur 585 km)

Dans le cas de la production simultanée de fenêtres et de papier, on procède à l'expansion des frontières du système pour inclure les cycles de vies suivant :

- Cycle de vie de la production de papier;

- Cycle de vie de la production de fenêtres d'enveloppe en PLA;
- Cycle de vie de la production évitée de fenêtre d'enveloppes en PS.

Usine #2

L'approche de frontières utilisée pour l'usine #2 est exactement la même que celle employée pour l'usine #1. La distance entre le producteur de PLA et celui l'utilisant est de 40 km. Dans le cas du PET, on considère que le matériel sera recyclé 3 fois.

Dans le cas de la production simultanée de bols et de papier, on procède à l'expansion des frontières du système pour inclure les cycles de vies suivant :

- Cycle de vie de la production de papier;
- Cycle de vie de la production des bols en PLA;
- Cycle de vie de la production évitée de bols et PET.

Imputation

La Figure 4 présente une simplification du système étudié dans le cas de l'usine #2. L'approche classique en ACV pour évaluer l'impact environnemental avant et après la modification consiste à comparer les bols de PET avec ceux en PLA. Or, afin de déterminer l'impact des bols de PLA, il est nécessaire de déterminer quelle proportion des impacts survenant à l'usine #2 est imputable à la production de PLA versus au papier. Pour ce faire, il existe plusieurs méthodes. ISO [9] recommande dans un premier temps d'éviter l'imputation en divisant le processus multifonctionnel en deux sous-processus et de recueillir l'information séparément pour ces deux sous-processus. La première procédure d'imputation (I1) a partiellement utilisé cette approche car il était possible de compiler les bilans d'intrants de façon séparée pour la production de LA/PLA. Cependant, les systèmes énergétiques et de traitement des effluents sont partagés entre les systèmes. Dans la première procédure d'imputation, la partie de ces systèmes imputables au LA/PLA a été déterminée par soustraction (i.e. usine après modifs – usine avant modifs = LA/PLA). Des approches alternatives consistent à diviser les impacts sur une base économique (e.g. les revenus générés, I2) ou sur la base de la masse I3.

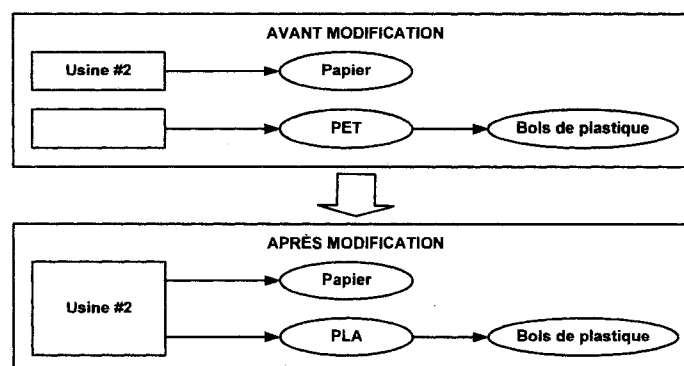


Figure 4: Simplification du système étudié (cas de l'usine #2)

Une autre approche qui n'a pas beaucoup été utilisée dans le passé, mais qui est de plus en plus reconnue, consiste à élargir les frontières du système afin d'inclure toutes les fonctions affectées par la modification (I4, ACV-C). On ne tente pas alors de comparer les bols de plastique, mais bien de tracer le profil environnemental net de la modification. S'il y avait d'autres fonctions affectées par la modification que celles présentées à la Figure 4, elles seraient aussi couvertes par l'élargissement des frontières. Une façon simple d'évaluer l'empreinte environnementale nette consiste à soustraire le profil avant modification de celui après modification. On évite ainsi de modéliser tous les processus qui ne varient pas entre les états. Une réponse positive signifie que l'impact environnemental a augmenté, tandis qu'une réponse négative implique une réduction de celui-ci. La description de ces procédures, incluant le partage des impacts survenant sur le site de l'usine entre les deux produits, est présentée au Tableau 6. À noter que lorsque l'expansion des frontières du système est utilisée, il n'est pas nécessaire d'imputer quoi que ce soit.

Tableau 6: Description des procédure d'imputation

Approche d'imputation	Usine #1		Usine #2	
	Papier	LA	Papier	PLA
I1	On ne calcule pas de facteurs de pondération, mais on subdivise plutôt le système afin de déterminer ce qui est imputable à qui.			
I2*	79%	21%	63%	37%
I3	85%	15%	81%	19%
I4	L'expansion des frontières du système n'est pas une procédure d'imputation en soi, mais bien une façon d'éviter l'imputation en élargissant les frontières de façon à inclure toutes les fonctions affectées par une modification au système investigué.			

*Les hypothèses suivantes ont été faites concernant les prix :

Papier : 1300 \$/t, **LA** : 1900 \$/t, **PLA** : 3300 \$/t

Inventaire du cycle de vie

Les systèmes ont d'abord été modélisés avec les données spécifiques aux deux usines. Le procédé de production du PLA est basé sur la littérature [1-8]. La description des scénarios concernant les marchés affectés a été réalisée à l'aide d'experts. La banque de données *ecoinvent* a été utilisée pour modéliser tous les processus d'arrière-plan. Le logiciel SimaPro 7 a été utilisé pour la compilation de l'inventaire.

Évaluations des impacts du cycle de vie et interprétation

L'évaluation des impacts se fait à l'aide de la méthode *IMPACT 2002+*. L'approche « endpoint » a été utilisée pour simplifier l'analyse (4 indicateurs seulement). Afin de mieux interpréter les résultats, il est nécessaire de sélectionner une méthode de normalisation. La méthode de normalisation par les BAT proposée précédemment n'est pas applicable dans le cas présent puisque les BAT n'existent pas pour une usine intégrant un procédé de bioraffinerie. Pour cette raison, les résultats seront d'abord normalisés par la performance environnementale initiale de l'organisation (usine #1 + usine #2). Le profil environnemental de l'organisation a été établi en utilisant une approche cycle de vie. Pour plus de détails, consultez l'Annexe J. Par la suite, il sera démontré qu'il est possible de calculer le bénéfice maximal théorique. Ce bénéfice pourra être utilisé pour normaliser de la même façon que les BAT (Équation 1).

$$N_{i,S} = \left(\frac{I_{i,S} - I_{i,BMT}}{I_{i,org}} \right) \quad (1)$$

où:

- $N_{i,S}$: Impact i normalisé pour le scénario S;
- $I_{i,org}$: Impact i pour l'organisation;
- $I_{i,S}$: Impact i pour le scénario S;
- $I_{i,BMT}$: Impact i pour le bénéfice maximal théorique.

L'interprétation des résultats obtenus selon cette méthode de normalisation est présentée au Tableau 7.

Tableau 7: Interprétation des résultats pour la normalisation par le BMT

Résultat obtenu	Interprétation
$N_{i,S} > (N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2})$	Le scénario cause une augmentation des impacts
$N_{i,S} = (N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2})$	Le scénario n'affecte pas la performance environnementale
$(N_{i,U-1} \text{ ou } N_{i,U-2}) > N_{i,S} > 0$	Le scénario cause une diminution des impacts inférieure au BMT
$N_{i,S} = 0$	Le scénario cause une diminution des impacts équivalente au BMT
$N_{i,S} < 0$	Le scénario cause une diminution des impacts supérieure au BMT
U-1 : Usine #1 avant modification, U-2 : Usine #2 avant modification	

Comparaison des méthodes d'imputation

Dans un premier temps, les trois méthodes d'imputation (I1, I2, I3) seront discutées et les limitations illustrées. Les résultats sont présentés Figures 5 et 6.

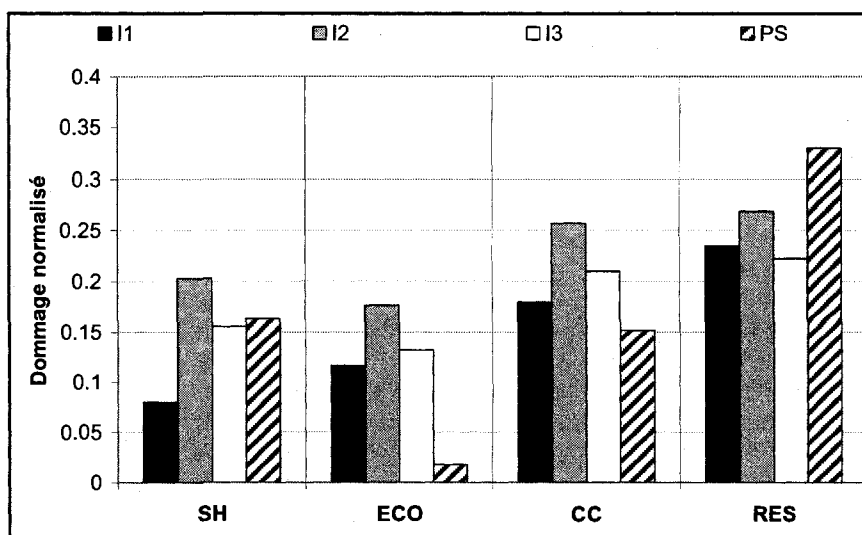


Figure 5: Comparaison des méthodes d'imputation – Usine #1 (SH : santé humaine, ECO : qualité des écosystème, CC : changements climatiques, RES : ressources non renouvelables)

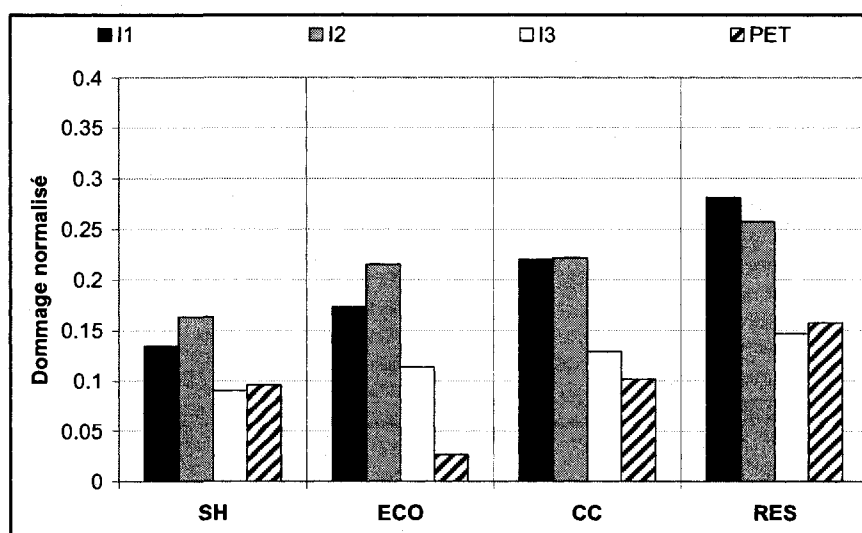


Figure 6: Comparaison des méthodes d'imputation – Usine 2

Les figures précédentes montrent clairement l'effet du choix d'une règle d'imputation sur les résultats. Dans la plupart des cas, on observe que les fenêtres de polystyrène ou les bols de PET obtiennent de meilleurs résultats que ceux de PLA, mais cette observation n'est pas valide pour toutes les règles d'imputation. Quoique le choix de la règle II soit plus consistant avec ISO, celui-ci reste arbitraire et une approche éliminant cet arbitraire serait souhaitable. De plus, en utilisant ce genre d'approche, il est difficile de prendre une décision concernant laquelle des deux usines génère le plus de bénéfices environnementaux.

Élargissement des frontières

Bénéfice maximal théorique (BMT)

Il est possible de calculer le BMT en supposant que la même quantité de LA/PLA est produite à chacune des usines sans aucune modification de leur performance environnementale. Les résultats sont présentés à la Figure 7. Cette figure montre que, sauf pour l'indicateur de qualité des écosystèmes pour lequel le bénéfice est quasi équivalent, la substitution du PS obtient de meilleurs résultats que la substitution du PET. Ceci est dû au fait qu'il est bien plus bénéfique de substituer une matière non recyclable qu'une ressource recyclable. La substitution du PS est donc considérée comme le BMT et sera utilisée pour la normalisation.

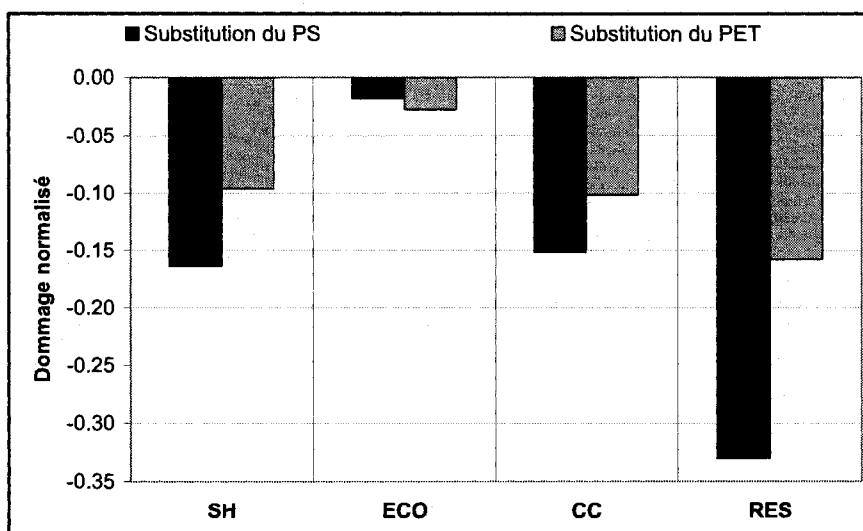


Figure 7: Bénéfice maximal théorique

Résultats de l'implantation

La Figure 8 illustre le résultat obtenu par élargissement des frontières du système. On considère ici qu'une variation de moins de 0.05 (comparativement à l'état initial de l'usine) est trop incertaine pour signifier quoi que ce soit. La première observation intéressante est que l'indicateur de ressources est celui pour lequel il est possible d'obtenir le plus grand bénéfice (plus grande différence entre U-1,2 et BMT). L'indicateur de qualité des écosystèmes est celui pour lequel il y a le moins de potentiel.

Il est aussi possible d'observer sur cette figure que, pour les deux usines, l'indicateur de santé humaine n'est presque pas affecté par la production de PLA. Cependant, l'implantation à l'usine #1 cause une augmentation significative de l'indicateur de qualité des écosystèmes. Cette augmentation, est moins importante dans le cas de l'usine #2 car celle-ci utilise des combustibles plus propres et implique des distances de transport plus courtes. Le même type de résultats est obtenu pour l'indicateur de changements climatiques et ce, pour les mêmes raisons. Par contre, le scénario S0-1 provoque un bénéfice significatif concernant la consommation de ressources non renouvelables. Tel que discuté précédemment, ceci est dû au fait qu'il y a plus de bénéfices à substituer le PS que le PET.

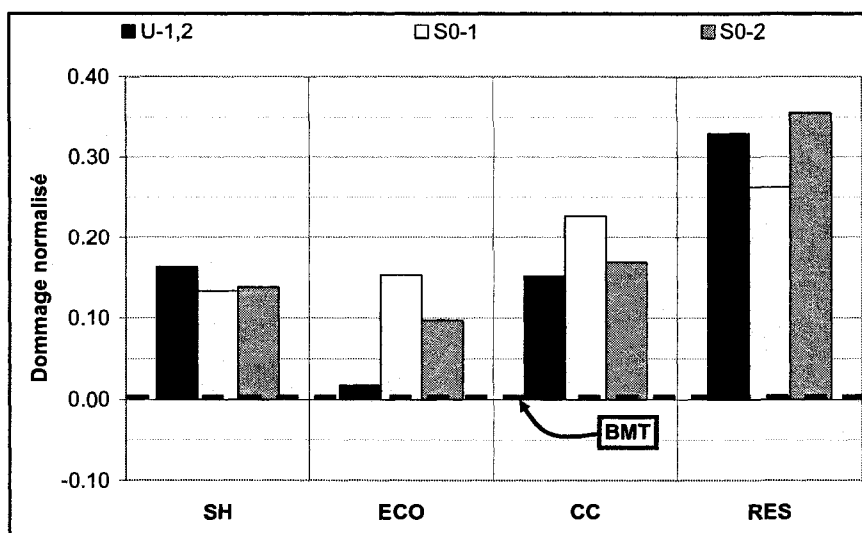


Figure 8: Évaluation du scénario S0 par élargissement des frontières du système (S0-1 : scénario S0 appliqué à l'usine #1, S0-2 : scénario 0 appliqué à l'usine #2)

Analyses de contribution

Les Figures 9 et 10 présentent les analyses de contribution pour le Scénario 0, et ce, pour les deux usines étudiées. Ces analyses permettent d'expliquer les résultats et d'identifier des paramètres potentiellement sensibles. Les bénéfices sur les quatre indicateurs de la production de plastique évitée dans le cas des deux usines sont significatifs. Ces bénéfices sont mitigés par les impacts liés à la production du PLA : production de vapeur et d'électricité sur le site (cogénération), produits chimiques et nutriments (acide acétique, glucose), énergie requise pour la polymérisation, approvisionnement en fibres (opérations forestières).

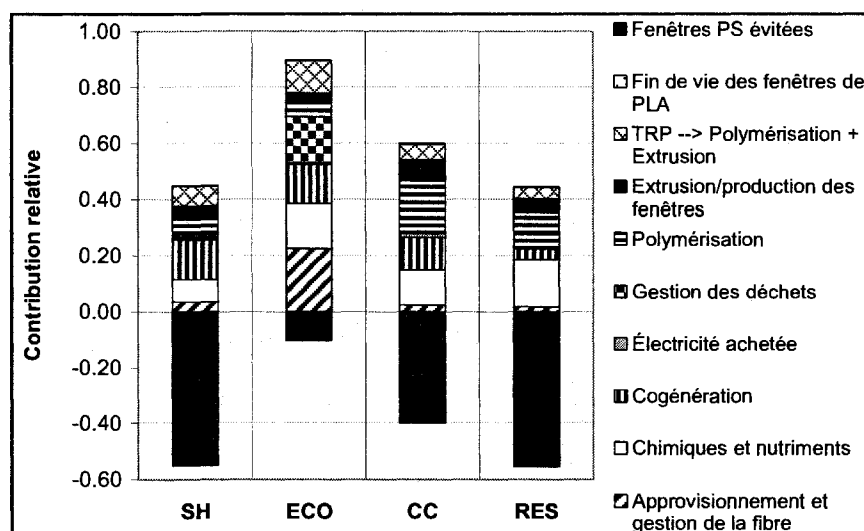


Figure 9: Analyse de contribution – Usine #1

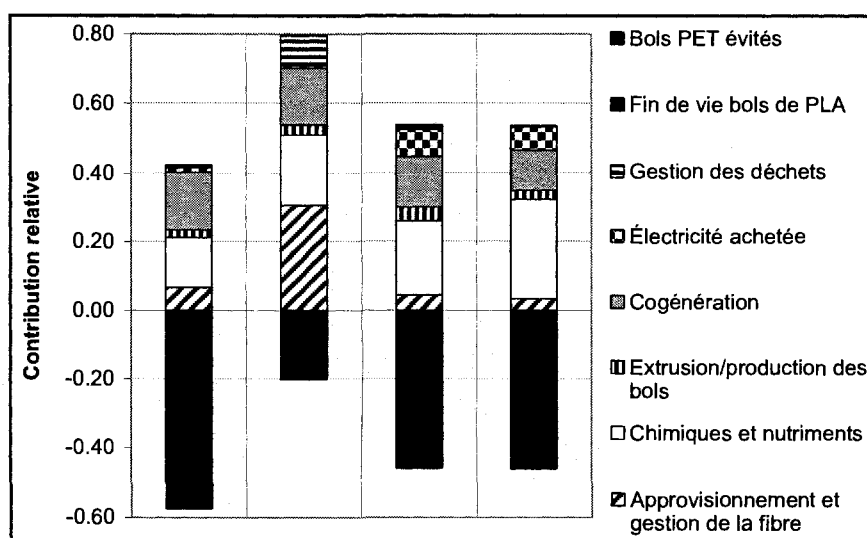


Figure 10: Analyse de contribution – Usine #2

Analyses de sensibilité

Paramètres étudiés

Plusieurs paramètres des modèles méritent d'être approfondis soit parce qu'ils sont très incertains soit parce qu'ils contribuent fortement aux résultats obtenus. Ces paramètres incluent notamment :

- La consommation énergétique des usines;
- La quantité d'acide acétique consommée;
- La quantité de nutriments consommée;
- L'électricité nécessaire pour le procédé de production du PLA;
- Le rendement de fermentation;
- Le transport;
- Le recyclage du PLA.

Des analyses de sensibilité ont donc été effectuées et sont présentées au Tableau 8.

Tableau 8: Analyses de sensibilité

Description	Usine #1	Usine #2
Diminution de la consommation énergétique de l'usine de papier aux standards BAT (vapeur : 14 GJ/t, électricité* : 4 GJ/t)	S1-1	S1-2
Diminution de moitié de la quantité d'acide acétique consommée	S2-1	S2-2
Diminution de moitié de la quantité de glucose	S3-1	S3-2
Diminution de moitié de la quantité d'électricité nécessaire pour le procédé de production du PLA	S4-1	S4-2
Augmentation du rendement de fermentation à 90%	S5-1	S5-2
Implantation d'une unité de polymérisation sur le site de l'usine #1 (réduction du transport)	S6-1	N/A
Considération du recyclage futur du PLA	N/A	S7-2
Vente du PLA par l'usine #2 au client de PLA lié à l'usine #1 substituant ainsi du PS plutôt que du PLA	N/A	S8-2
*La consommation d'électricité de l'usine #2 est déjà inférieure à cette valeur.		

Résultats des analyses de sensibilité

Les Figures 11 et 12 présentent les résultats des analyses de sensibilité.

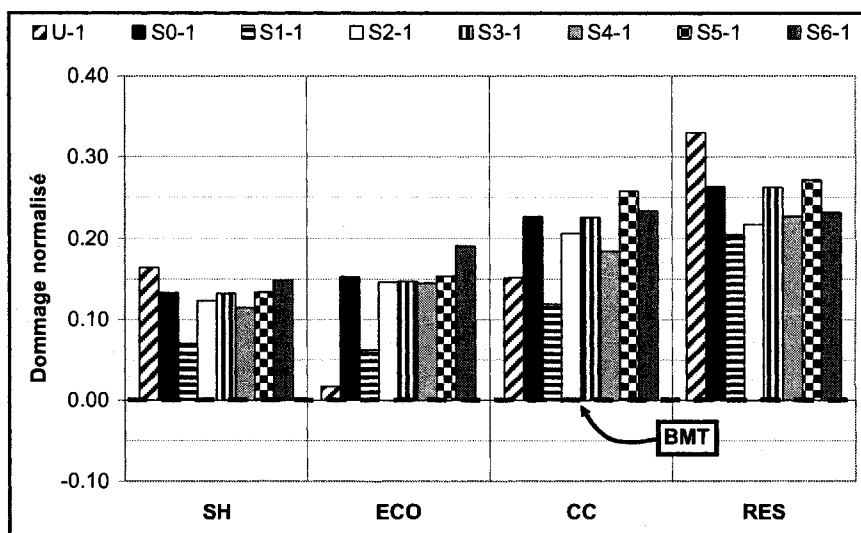


Figure 11: Analyses de sensibilité – Usine #1

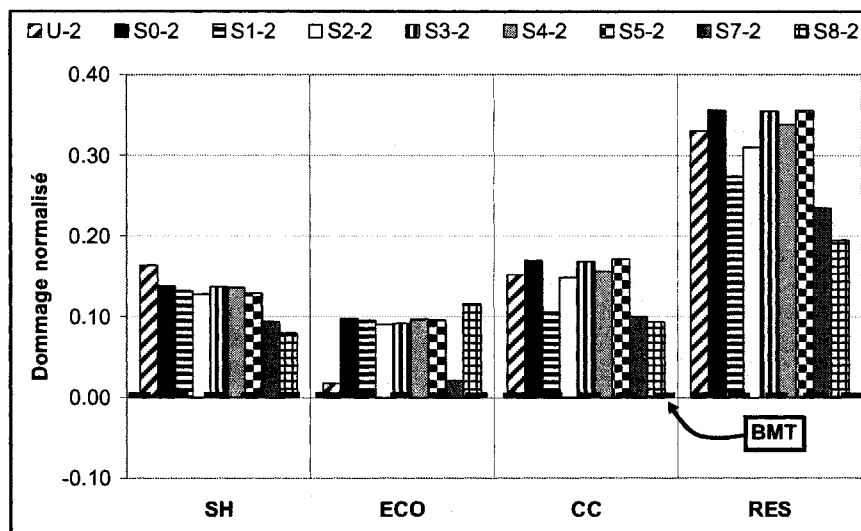


Figure 12: Analyses de sensibilité – Usine #2

Efficacité énergétique (S1-1 et S1-2)

- **SH et ECO** : Des bénéfices significatifs ont été observés comparativement au scénario S0 dans le cas de l'usine #1, mais pas dans le cas de l'usine #2. La

principale raison est la réduction de la combustion de charbon et du stockage des cendres sur le site. En effet, aucun charbon n'est utilisé à l'usine #2.

- **CC et RES :** Des bénéfices significatifs ont été observés dans le cas des deux usines. Dans un cas, ceci est dû à la réduction de combustion de charbon et dans l'autre de gaz naturel.

S2-1, S2-2, S3-1, S3-2, S4-1, S4-2, S5-1, S5-2 et S6-1

Tous ces scénarios n'ont pas d'effets significatifs comparativement au scénario S0.

Recyclage du PLA (S7-2)

Dans le futur, il est possible que le PLA soit recyclable. Ceci aurait des bénéfices très significatifs sur les indicateurs de qualité des écosystèmes, changements climatiques et consommation des ressources. Ceci est dû au fait que, lorsque l'on considère que le PLA est recyclable, seule une fraction de la masse est requise pour substituer une quantité équivalente de PET. Dans cette étude, il a été considéré que le PET et le PLA pouvaient subir trois boucles de recyclage. Plus le PLA sera recyclable, plus les bénéfices seront grands.

Substitution de PS à l'usine #2 (S8-2)

Ce scénario résulte en des bénéfices significatifs concernant les indicateurs de santé humaine, de changements climatiques et de ressources. Tous ces bénéfices proviennent du fait qu'il est beaucoup plus avantageux de substituer du PS que du PET.

Choix du procédé à implanter

Afin de choisir quelle option sera implantée (du point de vue environnemental), il est possible de considérer que les usines implanteront les programmes d'efficacité énergétique. On peut aussi considérer que du point de vue économique, il est beaucoup plus avantageux pour l'usine #1 de vendre son PLA localement pour substituer du PET que de le transporter pour substituer du PS. La performance environnementale de l'implantation du procédé à l'usine #2 dépend significativement de la possibilité de recycler le PLA, ce qui n'est pas le cas à l'heure actuelle. Idéalement, il serait utile d'estimer le nombre d'années avant que le PLA ne devienne recyclable afin de pouvoir effectuer une combinaison linéaire des scénarios S1-2 et S7-2 afin de prendre une décision. Ce qui n'a pas été fait. Pour des fins d'illustration, il a été considéré que le PLA était recyclable. Le scénario S7-2 a donc été modifié pour inclure le programme

d'efficacité énergétique (S7-2'). La comparaison des scénarios S1-1 et S7-2' est présentée à la Figure 13.

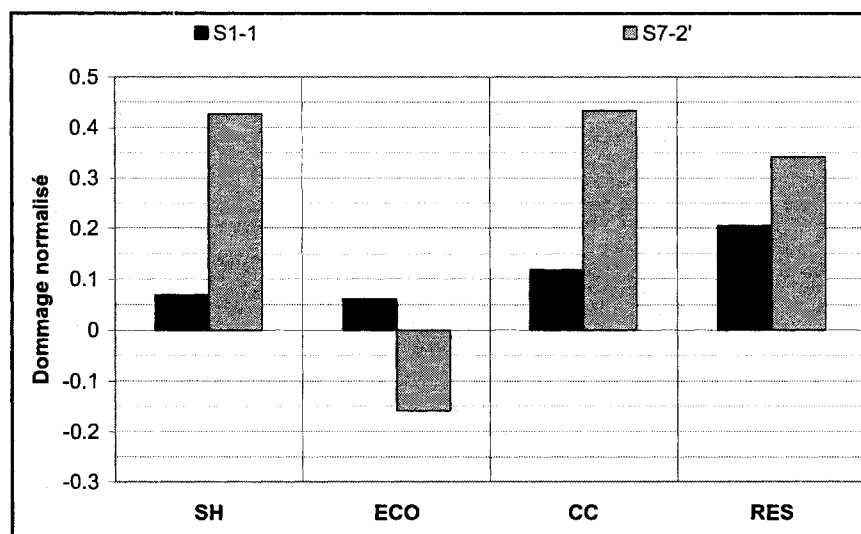


Figure 13: Comparaison des scénarios S1-1 et S7-2'

Cette figure montre que, pendant que l'implantation à l'usine #1 est plus susceptible de donner des bénéfices environnementaux pour trois des indicateurs, l'usine #2 performe mieux pour l'indicateur de qualité des écosystèmes. Ils est donc nécessaire de pondérer les résultats afin d'en arriver à une décision. En supposant, que les indicateurs de SH, CC et RES se verraient attribués des facteurs de pondération équivalents, il faudrait que plus de 55% du poids de la décision soit mis sur la qualité des écosystèmes pour que l'on puisse considérer l'implantation du procédé à l'usine #2 supérieure du point de vue environnemental.

Références

- [1] E. T. H. Vink, D. A. Glassner, J. J. Kolstad, R. J. Wooley, and R. P. O'Connor, "The eco-profiles for current and near-future NatureWorks [registered trademark] polylactide (PLA) production," *Industrial Biotechnology*, vol. 3, pp. 58-81, 2007.

- [2] J. L. A. J. C. P. Ana B Moldes, "Strategies to improve the bioconversion of processed wood into lactic acid by simultaneous saccharification and fermentation," *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 76, pp. 279-284, 2001.
- [3] J. C. Parajo, J. L. Alonso, and V. Santos, "Lactic acid from wood," *Process Biochemistry*, vol. 31, pp. 271-280, 1996.
- [4] C. Vila, V. Santos, and J. C. Parajó, "Recovery of lignin and furfural from acetic acid-water-HCl pulping liquors," *Bioresource Technology*, vol. 90, pp. 339-344, 2003.
- [5] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, J. L. Alonso, and J. C. Parajó, "Sugar production from cellulosic biosludges generated in a water treatment plant of a Kraft pulp mill," *Biochemical Engineering Journal*, vol. 37, pp. 319-327, 2007.
- [6] A. Romani, R. Yáñez, G. Garrote, and J. L. Alonso, "SSF production of lactic acid from cellulosic biosludges," *Bioresource Technology*, vol. 99, pp. 4247-4254, 2008.
- [7] C. Vila, V. Santos, and J. C. Parajo, "Simulation of an organosolv pulping process: Generalized material balances and design calculations," *Industrial and Engineering Chemistry Research*, vol. 42, pp. 349-356, 2003.
- [8] E. T. H. Vink, K. R. Rabago, D. A. Glassner, and P. R. Gruber, "Applications of life cycle assessment to NatureWorks(TM) polylactide (PLA) production," *Polymer Degradation and Stability*, vol. 80, pp. 403-419, 2003.
- [9] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.

L. L'IMPUTATION

Cette annexe est un résumé des principales méthodes d'imputation et est, en grande partie, basée sur la thèse de d'Ekvall [1], le livre de Jolliet et al. [2] et la norme ISO 14044 [3].

Note : les termes imputation, allocation et affectation sont souvent utilisés de façon alternative.

Problématique de l'imputation

Définition

La définition de ISO [4] d'allocation est la suivante :

« Imputation des flux entrant ou sortant d'un processus ou d'un système de produits entre le système de produits étudié et un ou plusieurs autres systèmes de produits ».

Processus multifonctionnels et problématique d'imputation

Un processus multifonctionnel est un processus qui accomplit plus d'une fonction. On en distingue trois principaux types :

- Un procédé de production produisant plus d'un produit (Figure 1a);
- Une activité de gestion des déchets en traitant plus d'un simultanément (Figure 1b);
- Un procédé de recyclage qui accomplit à la fois la fonction de gestion des déchets et celle de production de matières premières (Figure 1c).

Un problème d'imputation survient lorsque le processus multifonctionnel accomplit l'une ou plusieurs de ses fonctions dans le système à l'étude et les autres fonctions dans d'autres systèmes. Il s'agit alors de décider quelle partie des impacts environnementaux

de ce procédé (consommation de ressources, émissions de polluants, production de déchets, occupation/transformation du territoire) doit être affectée au système étudié.

La notion de fonction exportée est aussi utile à la compréhension de la problématique d'imputation. Une fonction exportée est une fonction qui est générée dans un cycle de vie, mais utilisée dans un autre cycle de vie.

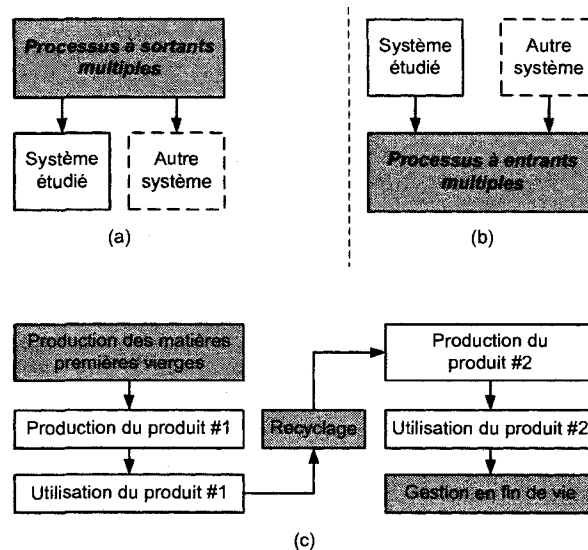


Figure 1 : Processus multifonctionnels a) Processus à sortants multiples, b) processus à entrants multiples, c) recyclage

Cas particulier du recyclage en boucle ouverte

Le recyclage en boucle ouverte est un recyclage pour lequel la matière n'est pas réutilisée pour le même usage ou dans le même usage. Une schématisation simplifiée de la problématique d'imputation pour le recyclage en boucle ouverte est présentée à la Figure 2. Si l'objectif de l'ACV est d'évaluer les impacts environnementaux associés avec la cascade et de les comparer avec la production alternative, il s'agit de modéliser toute la cascade ainsi que la production alternative de produit 1, 2 et 3 sans recyclage et aucune imputation n'est nécessaire. Un problème d'imputation survient lorsque le but de l'étude est d'évaluer les impacts environnementaux associés à l'un des produits en particulier.

La problématique d'imputation dans le cas du recyclage est spéciale. Non seulement les activités de recyclage ont la double fonction de gestion de déchets et de production de matières premières, mais les activités de production primaire (e.g. production de papier à partir de fibre vierge), de recyclage et de gestion finale en fin de vie remplissent des fonctions pour tous les produits dans la cascade de produits (e.g. cycle de vie de la fibre). La principale caractéristique de l'imputation due au recyclage est qu'il est nécessaire de coordonner l'affectation du fardeau environnemental de différents procédés survenant à des moments différents et qui sont sous l'influence de différents décideurs. Quoique le recyclage en boucle ouverte soit un cas particulier de processus multifonctionnel, celui-ci sera traité séparément dans cette annexe.

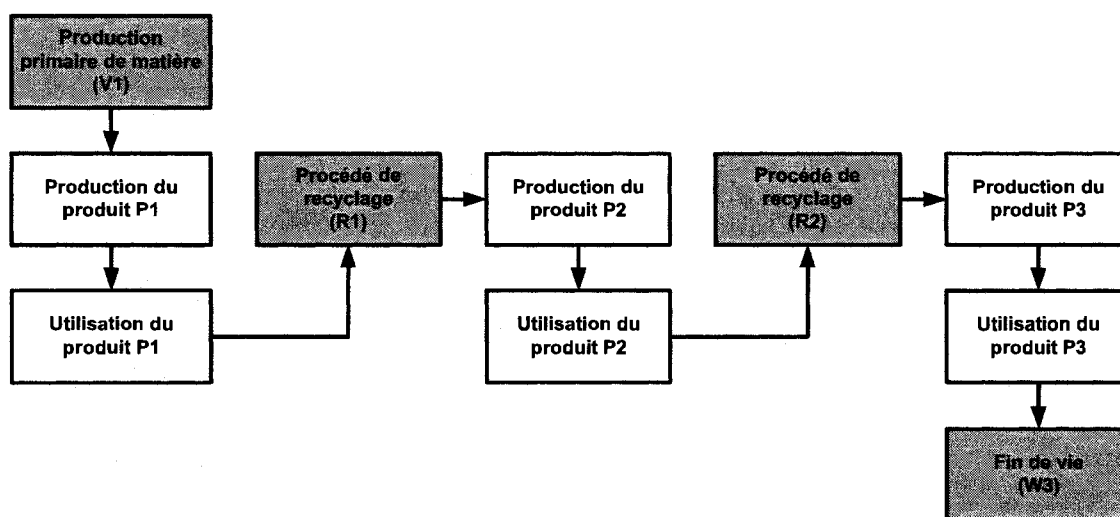


Figure 2: Problématique de l'imputation pour le recyclage en boucle ouverte
(en gris : processus que l'on doit imputer entre les différents produits dans la cascade)

Cette problématique peut être résolue à trois niveaux :

- Procédé de recyclage : Le procédé de recyclage peut être considéré comme un simple processus multifonctionnel dont la première fonction est de gérer les déchets du système de produits en amont et, la deuxième, de produire de la matière pour le système en aval;

- Système de produit étudié: Le système de produit est un processus multifonctionnel à trois fonctions : 1) fournir la fonction du produit, 2) gérer le déchet produit en amont, 2) produire de la matière pour le système en aval.
- Cascade (cycle de vie du matériel): La cascade est un système multifonctionnel fournissant toutes les fonctions de tous les produits dans celle-ci.

L'imputation au niveau du procédé de recyclage peut être effectuée en utilisant les méthodes pour les processus multifonctionnels (voir section 0). Cependant, cette approche ne reconnaît pas que la production primaire et la gestion finale en fin de vie est nécessaire pour tous les produits dans la cascade. L'approche au niveau du système du produit pose aussi le même problème, mais a le désavantage que ce n'est pas une approche bien établie en pratique.

Il est intéressant de noter que la notion de production primaire n'est pas définie par Ekvall et Tillman [5]. En effet, dans le cas du papier, la figure indique clairement que la production primaire n'inclut pas la production de papier. Il pourrait s'agir de la production de copeaux ou de la production de copeaux et la mise en pâte. Il en va de même pour les procédés de recyclage.

Méthodes d'imputation

Il est possible d'éviter l'imputation en modifiant les objectifs de l'étude de façon à analyser de façon simultanée tous les coproduits du système investigués. En pratique, ceux qui réalisent des ACV sont le plus souvent intéressés par un seul produit et il devient alors nécessaire de choisir une méthode d'imputation. Les principales sont présentées dans les sections suivantes.

Processus multifonctionnels

La norme ISO 14044 [3] recommande d'utiliser la procédure suivante (dans l'ordre) pour résoudre les problèmes d'imputation :

1. Éviter l'imputation :

- a) En divisant le processus multifonctionnel en sous processus et en recueillant les données de façon séparée pour chacun de ceux-ci;
 - b) En élargissant les frontières du système de façon à ce que les systèmes comparés incluent les mêmes fonctions;
2. Utiliser une règle d'imputation qui reflète une relation causale entre les impacts environnementaux et la fonction étudiée ainsi que comment ceux-ci sont affectés par une variation de la fonction;
 3. En dernier recours, utiliser une autre caractéristique (économique ou fonctionnelle [2]) pour décrire la relation entre les impacts environnementaux et la fonction étudiée.

Subdivision et expansion des frontières

Subdivision du système

Le principe de subdivision du système est illustré à la Figure 3. Normalement, la subdivision du système ne permet d'éliminer totalement le problème d'imputation que si le processus multifonctionnel consiste en une addition de processus monofonctionnels pour lesquels il est possible d'obtenir les données séparément.

En utilisant la subdivision du système, il est donc généralement possible de résoudre une partie du problème d'imputation en utilisant la subdivision et il est alors nécessaire d'employer une autre procédure pour résoudre le problème résiduel.

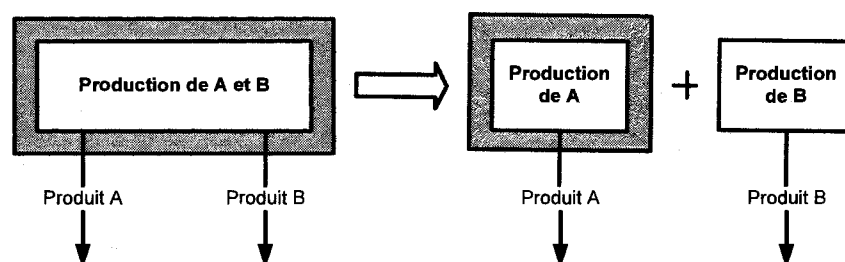


Figure 3: Subdivision du système

Expansion des frontières

Le principe d'expansion des frontières du système, qui est souvent interprété comme un principe de substitution, est illustré à la Figure 4. Pour que la substitution soit possible, il est nécessaire qu'il existe une façon alternative de produire la fonction exportée. Cette méthode n'est valide que si l'on peut montrer que la substitution a réellement lieu. Or, en pratique, il peut exister plusieurs produits de substitution. Le choix du produit de substitution peut avoir une influence décisive sur les résultats. De plus, il est possible que les impacts environnementaux du produit de substitution (B') soient supérieurs à ceux de la production conjointe (A + B). Il en résultera donc un résultat négatif qui pourrait être difficile à interpréter (méthode non additive).

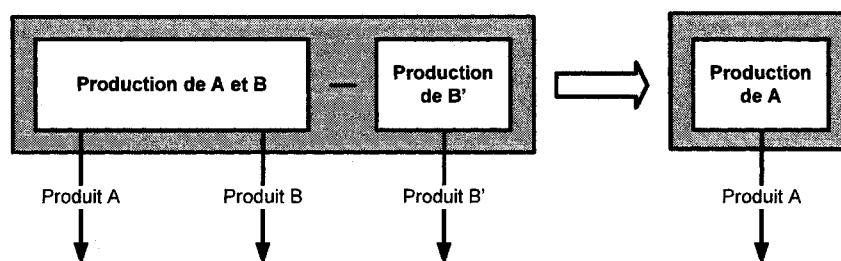


Figure 4: Expansion des frontières

Relation causale

L'imputation à l'aide d'une relation causale permet d'attribuer les impacts environnementaux de façon à refléter les relations physiques entre ceux-ci et les différents coproduits. Il existe deux méthodes pour ce faire : 1) les variations marginales et 2) l'utilisation d'une propriété reflétant la causalité physique.

Variations marginales

Cette méthode est applicable seulement si l'on peut faire varier à volonté la proportion des coproduits. On comparera alors les impacts environnementaux de la situation initiale avec ceux de la situation modifiée afin d'en déduire les impacts des différents coproduits.

Propriété reflétant la causalité

Il s'agit d'identifier une propriété représentative de la relation causale entre la génération d'impacts environnementaux et la production de coproduits.

Caractéristique économique ou fonctionnelle

Imputation financière

Cette méthode part du principe que les procédés multifonctionnels existent à cause de la valeur économique prévue de leurs produits. Il convient alors d'imputer les impacts environnementaux du processus multifonctionnel entre les différents coproduits sur la base de leur valeur économique. Cette méthode donne de l'information sur la cause des activités plutôt que sur la cause des impacts.

Imputation basée sur une caractéristique fonctionnelle

Lorsque les coproduits remplissent la même fonction, il est possible de procéder à l'imputation sur la base d'une grandeur caractéristique de cette fonction.

Méthodes d'imputation – Recyclage en boucle ouverte

Norme ISO 14044

Selon la norme ISO 14044 [3], la procédure présentée à la section 0 est également applicable au recyclage en boucle ouverte. Cependant, selon Ekvall [1], ni la subdivision ni l'imputation basées sur une relation causale physique ne sont applicables pour les raisons suivantes :

- les processus de production primaire de matériel et de gestion finale en fin de vie remplissent une fonction pour tous les produits dans la cascade de produits
- la relation causale entre les fonctions de production primaire/gestion finale en fin de vie et les impacts environnementaux est beaucoup plus économique que physique.

Pour ces raisons, l'expansion des frontières est souvent plus appropriée. En pratique, il existe une multitude d'approches pour l'imputation due au recyclage en boucle ouverte.

Hypothèse de recyclage en boucle fermée

Une façon simplifiée d'évaluer un système de produit utilisant de la matière recyclée est de faire l'hypothèse du recyclage en boucle fermée. Il s'agit alors de faire

l'hypothèse que la matière recyclée qui est utilisée dans le système étudié est celle qui est générée en fin de vie de ce même système.

Cette approche est applicable si la dégradation du produit d'une boucle de recyclage à une autre est négligeable et si le système ne consomme pas plus de matière recyclée qu'il ne génère de matière recyclable.

Méthode de coupure

La méthode de coupure part du principe que chaque produit est responsable seulement pour les impacts qu'il cause directement :

- $L1 = V1$;
- $L2 = R1$;
- $L3 = R2 + W3$;

où

L_i est l'impact imputable au produit i , en ne considérant que les processus partagés.

La méthode de coupure élaborée imputera, quant à elle, une partie des processus de recyclage en amont en utilisant l'une des méthodes présentées à la section 0 (le plus souvent la méthode économique).

Les méthodes de coupures sont les plus faciles à appliquer car elles ne nécessitent pas de données provenant des autres cycles de vie.

Règles basées sur la dégradation de la qualité

Lorsque la matière recyclée produit une matière première de moindre qualité, il est possible d'imputer la production primaire et la gestion finale en fin de vie sur la base de la dégradation de la qualité due au recyclage. Cette approche nécessite que des données de qualité soient disponibles pour tous les produits dans la cascade.

Méthode #1

La première méthode basée sur la qualité bâtit sur le principe que la production primaire est nécessaire à tous les produits et que le procédé de recyclage est nécessaire pour compenser la perte de qualité dont le système en amont est responsable :

- $L1 = \frac{Q1-Q2}{Q1} \cdot V1 + R1;$
- $L2 = \frac{Q2-Q3}{Q1} \cdot V1 + R2;$
- $L3 = \frac{Q3}{Q1} \cdot V1 + W3.$

Méthode #2

La deuxième méthode est basée sur le même principe que la première, mais en supposant que tous les produits dans la cascade sont aussi responsables pour la gestion finale en fin de vie.

- $L1 = \frac{Q1-Q2}{Q1} \cdot (V1 + W3) + R1;$
- $L2 = \frac{Q2-Q3}{Q1} \cdot (V1 + W3) + R2;$
- $L3 = \frac{Q3}{Q1} \cdot (V1 + W3).$

Méthode #3

Cette dernière méthode suppose que la production primaire, la gestion finale en fin de vie et les procédés de recyclage sont nécessaires pour faciliter les fonctions combinées du matériel.

- $L1 = \frac{Q1}{Q1+Q2+Q3} \cdot (V1+R1+R2+W3);$
- $L2 = \frac{Q2}{Q1+Q2+Q3} \cdot (V1+R1+R2+W3);$
- $L3 = \frac{Q3}{Q1+Q2+Q3} \cdot (V1+R1+R2+W3).$

Méthode d' « extraction-charge »

La rationnelle derrière cette méthode est que, comme tout matériel finira ultimement comme un déchet, la gestion finale en fin de vie est une conséquence inévitable de l'extraction de la ressource de la bio/géosphère :

- $L1 = V1 + W3;$
- $L2 = R1;$
- $L3 = R2.$

Cette méthode promeut l'utilisation de matière recyclée en autant que le procédé de recyclage cause moins d'impacts que la somme de la production primaire et de la gestion finale. D'un autre côté, elle n'incite aucunement à produire des produits recyclables. Pour ces raisons, elle est plus applicable lorsque le décideur contrôle la quantité de matières recyclées qu'il utilise, mais ne peut pas influencer le recyclage de la matière qu'il produit.

Méthode de « disposition-charge »

Cette méthode part du principe que, afin éviter la réduction de matières disponibles dans la technosphère, les pertes de matières doivent être compensées par la production de matières vierges :

- $L1 = R1;$
- $L2 = R2;$

- $L3 = V1 + W3$.

Cette méthode promeut le développement de produits recyclables en autant que les impacts du recyclage soient inférieurs à la somme des impacts de la production primaire et de la gestion finale. Elle plus est applicable lorsque le décideur peut contrôler si son produit est recyclé ou non.

Approche 50/50

Cette approche est une combinaison des deux précédentes. Elle est donc plus applicable lorsque le décideur contrôle la quantité de matière recyclée qu'il utilise et si son produit est recyclé ou non :

- $L1 = \frac{V1 + W3}{2} + \frac{R1}{2}$;
- $L2 = \frac{R1 + R2}{2}$;
- $L3 = \frac{V1 + W3}{2} + \frac{R2}{2}$.

Méthode basée sur le nombre d'utilisations

La norme ISO 14049 [6] propose une méthode d'imputation pour le recyclage du papier basée sur le nombre d'utilisations. Cette méthode calcule le nombre d'utilisations et impute la charge environnementale due à la production primaire (dans la norme, il est clair que production primaire signifie la production du premier produit) entre tous les produits de la cascade. En utilisant cette approche, plus le produit est recyclé, moins la production primaire a d'impact. La production primaire ne se voit pas attribuée d'impact pour le recyclage à titre de gestion des déchets.

Approche « marché »

Cette méthode fait l'hypothèse que le fardeau environnemental imputable à un flux d'une unité de matériel recyclé correspond aux effets indirects causés par un changement de même amplitude dans la demande ou l'offre. Cette méthode est basée sur l'élasticité de la demande et de l'offre (pour plus de détails voir Ekvall [7]). Elle est applicable seulement si les impacts environnementaux des activités à l'intérieur du cycle de vie étudié sont similaires à ceux des activités à l'extérieur de celui-ci (i.e. il est possible de modéliser la production primaire, le recyclage ou la fin de vie d'une seule façon).

Références

- [1] T. Ekvall, "System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment - With Implications for Wastepaper Management," in *Department of Technical Environmental Planning*. vol. Doctorate Göteborg: Chalmers University of Technology, 1999, p. 4.
- [2] O. Joliet, M. Saadâe, and P. Crettaz, *Analyse du cycle de vie : comprendre et réaliser un écobilan*. Lausanne, Suisse: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 2005.
- [3] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [4] International Organization for Standardization, *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva: International Organization for Standardization, 2006.
- [5] T. Ekvall and A.-M. Tillman, "Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures," *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 2, no. 3, pp. 155-162, 1997.
- [6] ISO, "CAN/CSA-ISO/TR 14049-01 - Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Exemples d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire," 2001, p. 45.
- [7] T. Ekvall, "A Market-based approach to allocation at open-loop recycling," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 29, no. 1, pp. 91-109, 2000.

M. ASPECTS POUR DEUX USINES KRAFT

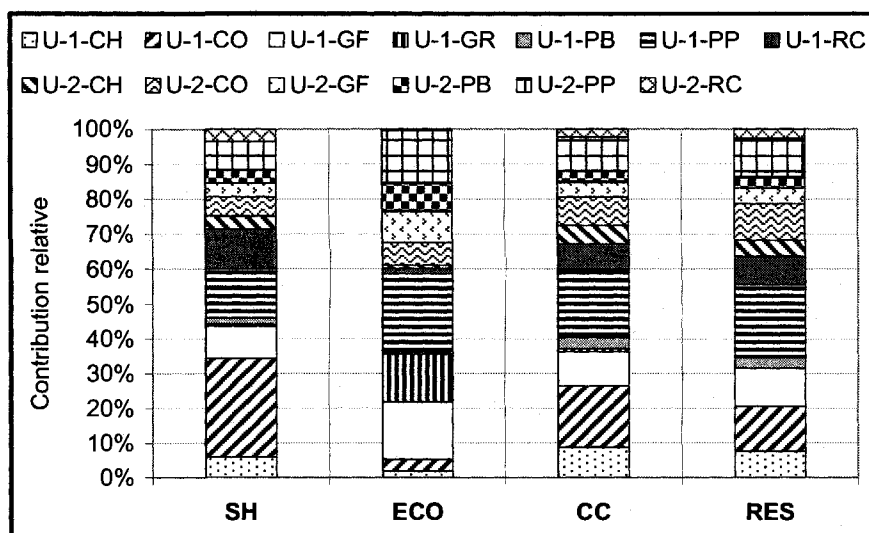


Figure 1 : Identification des aspects avant implantation du procédé de LA

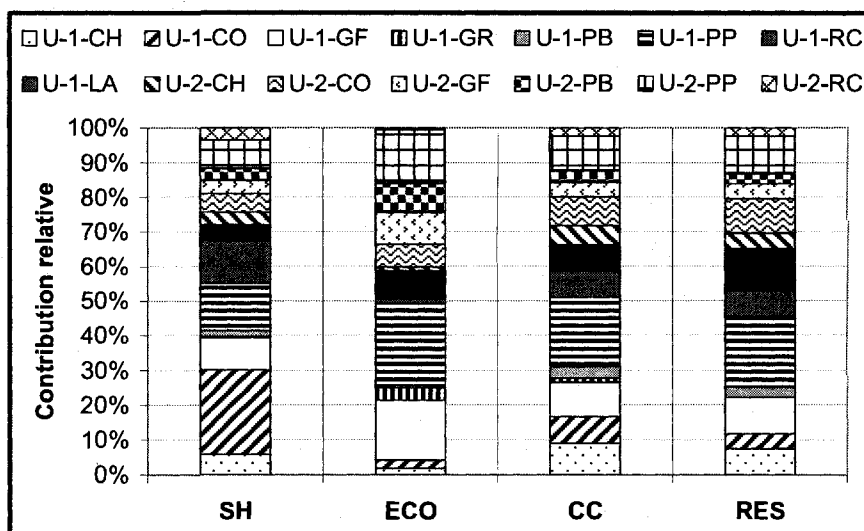


Figure 2 : Identification des aspects environnementaux de l'organisation après implantation du procédé de LA